

Generering af syntetiske vandløbstværsnit til automatisering af habitatmodellering

Kandidatspeciale

Water and Environmental Engineering

Forfattere

Jeppe Helmer Jensen

Mathias D. K. Mikkelsen

Niels Schmidt Nørgaard

Vejledere

Jacob Birk Jensen

Jesper Ellerbæk Nielsen

Ole Munch Johansen



AALBORG
UNIVERSITET

STUDENTERRAPPORT

The Faculty of Engineering and Science

Aalborg Universitet 2025



AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

Department of the Built Environment
Water and Environmental Engineering
Thomas Manns Vej 23
9220 Aalborg Ø

Titel:

Generering af syntetiske vandløbstværsnit til automatisering af habitatmodellering

Projekt:

Kandidatspecialeprojekt

Projekt periode:

September 2024 - Juni 2025

Gruppemedlemmer:

Jeppe Helmer Jensen
Mathias Dahl Kamstrup Mikkelsen
Niels Schmidt Nørgaard

Vejledere:

Jacob Birk Jensen
Jesper E. Nielsen
Ole Munch Johansen

Pages: 159

Deadline: 4-06-2025

Synopsis:

I dag er grundvandsressourcen overudnyttet i visse dele af landet, og samtidig lever kun 15% af de danske vandløb op til de miljømål, der er fastsat i EU's Vandrammedirektiv. De eksisterende metoder til at fastlægge den maksimalt acceptable reduktion i vandføring som følge af vandindvinding vurderes at være upræcise. Habitatmodellering kan anvendes som et alternativ til de nuværende metoder og vurderes at give en mere præcis og håndgribelig fastlæggelse af den acceptable minimumsvandføring. Der er dog ikke tradition for at benytte habitatmodellering i dansk sammenhæng, da metoden ofte kræver viden om vandløbets geometri, i form af tværsnit. Tværsnittene er ofte utilgængelig og er både er tids- og ressourcerekrævende at tilvejebringe. I dette projekt er der derfor opstillet en empirisk model, samt to neurale netværk til at beskrive vandløbs tværsnit ud fra let tilgængelig data. For at vurdere de syntetiske tværsnits anvendelighed i habitatmodellering blev der for Østeråen og Guldbækken genereret syntetiske tværsnit, som blev sammenlignet med opmålte tværsnit i en habitatmodel. Sammenligningen viste, at forskellene mellem de to typer tværsnit var minimale, forudsat at vandløbsbundens profil var korrekt beskrevet. Det konkluderes derfor, at de syntetiske tværsnit generelt er egnede til anvendelse i habitatmodellering.

Forord

Dette kandidatspeciale på civilingeniøruddannelsen i Vand og Miljø ved Aalborg Universitet er udarbejdet i tæt samarbejde med WatsonC. Som elektronisk bilag er der vedlagt et Excelark med de inputparametre, der er anvendt i modellerne til generering af vandløbstværsnit. Derudover er Matlabkode til opsætning af begge neurale netværk samt de trænede netværk, der er anvendt i projektet, ligeledes vedlagt. I løbet af projektperioden er der anvendt generativ AI til at assistere med kodning i forbindelse med databehandling i Python samt til udformning af egne sproglige formuleringer (OpenAI, 2025).

Tak

En særlig tak skal rettes til vores vejleder Jesper E. Nielsen fra Aalborg Universitet samt Jacob Birk Jensen og Ole Munch Johansen fra WatsonC, som har vejledt og støttet os gennem hele projektforsløbet. Yderligere skal der lyde en tak til medarbejderne hos WatsonC for deres hjælp med inspiration til udviklingen af metoder, til brugen af udstyr og teknisk support i diverse programmer.

Herudover skal der også lyde en tak til følgende personer:

- Anders Emborg for hjælp med at sætte vandstandsmålere op i Østeråen og Guldbækken.
- Bo Levesen og Antony Kougios fra Vejle Kommune for at sende vandløbstværsnit.
- Ditte Marie Fernström-Forsmann og Lasse Lehm fra Aalborg Kommune for at sende vandløbstværsnit.
- Flemming Degnbøl og Rasmus Ottosen fra Horsens Kommune for at sende vandløbstværsnit.
- Florian Rasmussen fra Viborg Kommune for at sende vandløbstværsnit.
- Jesper Moeskjær Montes De Oca Pacheco Fanefjord Laursen fra Tønder Kommune for at sende vandløbstværsnit.
- Mathilde Halgreen Lange fra Mariagerfjord Kommune for at sende vandløbstværsnit.
- Randi Villefrance Nielsen Odense Kommune for at sende vandløbstværsnit.
- Tobias Brødsgaard Knudsen Aabenraa Kommune for at sende vandløbstværsnit.



Jeppe H. Jensen



Mathias D.K. Mikkelsen



Niels S. Nørgaard

Abstract

Today, groundwater is overexploited in certain parts of Denmark, and at the same time, only 15% of Danish streams meet the environmental objectives set by the EU Water Framework Directive. The existing methods for determining the maximum acceptable reduction in streamflow due to water abstraction are considered to be inaccurate. Habitat modelling can be used as an alternative to current methods and is known to provide a more accurate determination of the acceptable minimum flow. However, habitat modelling is not commonly used in a Danish context, as the method often requires knowledge of the stream's geometry in the form of cross sections. These cross sections are often unavailable and obtaining them is both time- and resource demanding.

In this project, three models were developed: two for estimating the cross sectional area and one for assessing the depth distribution of the cross section. The first area model is an empirical model based on the Manning formula, while the second aims to improve the area prediction using a neural network. The Depth distribution of the cross section was likewise estimated using a neural network. Overall, these models demonstrated good accuracy in predicting both area and depth distribution. However, their performance was dependent on accurate estimation of the input parameters.

The case study for this project is located in the Østerå stream, where surveyed cross sections were collected for the purpose of habitat modelling. The synthetically generated cross sections were compared with the surveyed ones in terms of performance within a habitat model. The synthetic cross sections were able to capture the relative change in habitat size and estimate an acceptable minimum flow consistent with the model using measured cross sections. It was concluded that for the casestudy the synthetic cross-sections generally overestimated the area, but were adequate for use in habitat modelling.

Indholdsfortegnelse

1	Introduktion	1
1.1	Udnyttelse af grundvandsressourcen	2
1.2	Medianminimum-metoden	4
1.3	DCE metoden; økologiske kvalitetsratioer	5
1.4	Habitatmodellering	7
2	Problemformulering	10
I	Modellering af tværsnitsarealets størrelse og udformning	11
3	Modellering af tværsnitsarealet - Manningformlen	13
3.1	Indsamling af opmålte tværsnitsprofiler	13
3.2	Den våde perimeter	16
3.3	Energiliniegradienten	17
3.4	Vandføringen	18
3.5	Estimering af tværsnitsarealet med middelvandføringen	22
3.6	Differentiering af vandføringshændelse	22
3.7	Estimering af tværsnitsarealet med differentierede vandføringer	24
3.8	Estimering af Manningtallet	25
4	Modellering af tværsnitsarealet - Neuralt netværk	30
4.1	Input parametre til neuralt netværk	31
4.1.1	Krumning og landskabstype	32
4.2	PCA af inputparametre	35
4.3	Opsætning af netværk	38
4.4	Estimering af tværsnitsareal med neuralt netværk	38
5	Modellering af tværsnitsudformningen - Neuralt netværk	41
5.1	PCA af inputparametre	41
5.2	Landskabstype	44
5.3	Neuralt netværk til bestemmelse af dybdefordeling	45
6	Diskussion - Modeller til generering af tværsnit	49
6.1	Estimering af tværsnitsarealet – Manningformlen	49
6.1.1	Hydrauliske parametre i Manningformlen	49
6.1.2	Præcision og anvendelighed af Manningformel modellen	54
6.1.3	Neurale netværks modeller	54
6.2	Anvendelse og begrænsninger ved eksisterende metoder	56

II Habitatmodellering af Østeråen og Guldbækken	59
7 Habitatmodellering	61
7.1 Den hydrauliske komponent - HEC-RAS	62
7.1.1 Hastighedsfordeling i tværsnittet	64
7.2 Den økologiske komponent - præferencekurver	64
7.3 Udregning og fortolkning af WUA	67
8 Caseområde for habitatmodellering - Østerå og Guldbæk	69
8.1 Opsætning af habitatmodel af Østeråen og Guldbækken med opmålte tværsnit	71
8.1.1 Vandløbstværsnit for Østeråen og Guldbækken	71
8.1.2 Vandstandsmålinger i Østeråen og Guldbækken	74
8.1.3 Synkrone vandføringsmålinger i Østeråen og Guldbækken	76
8.1.4 Medianminimumsvandføring i Østeråen	78
8.1.5 QH-relation ved Gabriel overløbskant	79
8.1.6 Kalibrering af den hydraulisk model med opmålte tværsnit	81
8.1.7 Hastighedsfordeling i tværsnittene	85
8.1.8 Resultat af habitatmodellering med opmålte tværsnit	85
9 Habitatmodellering med syntetiske vandløbstværsnit	91
9.1 Generering af syntetiske tværsnit	91
9.1.1 Estimering af tværsnitsarealer i Østeråen og Guldbækken	91
9.1.2 Estimering af dybdefordeling for de syntetiske tværsnit	94
9.2 Sammenligning af vandløbsbund for opmålte og syntetiske tværsnit	95
9.3 Opsætning af hydraulisk model med syntetiske tværsnit i Østeråen og Guldbækken	97
9.4 Sammenligning af vandspejl	101
9.5 Resultat af habitatmodel med syntetiske tværsnit	103
10 Diskussion af habitatmodellering	110
10.1 Kalibrerede Manningtal i de hydrauliske modeller	110
10.2 Syntetiske tværsnits anvendelighed i habitatmodellering	112
11 Konklusion	115
Litteratur	117
A Bilag	121
A.1 Lineær regressionsparameter til persentilvandføringen	121
B Bilag	123
B.1 Fordeling af input parametre fra skikkelsesdata for vandløb samt kommunale regulativopmålinger	123
C Bilag	127
C.1 PCA loadings til neuraltnetværk for dybdefordeling	127
D Bilag	129

D.1	Sammenligning mellem observeret og forudsagte dybde percentiler . . .	129
E	Bilag	135
E.1	Tidsserie for vandstandsmålinger i Østeråen og Guldbækken	135
F	Bilag	139
F.1	Undersøgelse af overestimering af de forudsagte tværsnitsarealer i Østeråen og Guldbækken	139
G	Bilag	143
G.1	Sammenligning af vandspejl mellem ukaliberet hydraulisk model udført med opmålt og syntetisk tværsnit	143
G.2	Habitatmodeller med konstante Manningtal	145
H	Bilag	151
H.1	Vurdering af tværsnitsudformningens effekt på habitatmodellering . . .	151
H.2	Resultat af tværsnitsudformningens betydning for habitatmodellering .	156

Introduktion

1

De danske vådområder er historisk blevet udsat for en stor menneskelig påvirkning, som har forværret den økologiske tilstand af kystområder, søer og vandløb. Dette er blandt andet sket gennem udledninger af næringsstoffer fra spildevand og landbrug, grundvandsindvinding samt en udretning af hovedparten af de danske vandløb (Miljøministeriet, 2024). I 1970'erne var den økologiske tilstand i vandløbene værst, hvilket blandt andet skyldtes manglende reglement og kontrol af forurenende udledninger og forværringer af de fysiske forhold. Herunder var det især udledninger af urensset spildevand fra byer og industri, udretning og opstemning af vandløbene og høj vedligeholdelse af plantefauna, som gennem mange årtier havde forringet forholdene. I 1973 kom miljøbeskyttelsesloven, som var det første skridt i retningen af en forbedring af den økologiske tilstand i de danske vandløb (Andersen and Jensen, 2019; Baattrup-Pedersen et al., 2023).

Senere, i 2000, blev EU's Vandrammedirektiv indført, som betyder, at alle EU's medlemslande, herunder Danmark, har en forpligtelse til at forbedre og beskytte tilstanden i vores vandløb, søer og kystvande, således at disse områder opnår god økologisk tilstand inden 2027. Formålet med direktivet er: *"At fastlægge en ramme for beskyttelse af vandløb og søer, overgangsvande, kystvande og grundvand, som: forebygger yderligere forringelse og beskytter og forbedrer vandøkosystemernes tilstand og, hvad angår deres vandbehov"* (Miljøministeriet, 2023).

For at opnå god økologisk tilstand i de danske vådområder har Danmark udarbejdet, i indeværende planperiode, vandområdeplanerne 2021-2027. I vandområdeplanerne indgår der 18.600 km vandløb, hvoraf der i skrivende stund er ca. 15 % kategoriseret som i god økologisk tilstand (Miljøministeriet, 2023).

Den økologiske tilstand bliver primært bedømt ud fra de biologiske kvalitetsparametre: makrofytter, bentiske invertebrater og fisk. Den økologiske tilstand kategoriseres enten som høj, god, moderat, ringe eller dårlig, hvor målet for alle danske vandløb er at opnå god eller potentiale for god økologisk tilstand inden 2027 (Baattrup-Pedersen et al., 2023; Miljøministeriet, 2023).

De biologiske kvalitetsparametre vurderes med indikatorerne: Dansk Vandløbsplanteindeks (DVPI) for makrofytter, Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) for bentiske invertebrater og Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV) for fisk. Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV) findes i to versioner: artsindekset (DFFVa), og ørredindekset (DFFVø). DFFVa anvendes i naturlige vandløb, bredere end 5 meter, med mindst tre fiskearter, mens DFFVø bruges i vandløb under 5 meter. De fleste vandløbsstrækninger vurderes med ørredindekset DFFVø, som anvendes på 3.794 strækninger, mens artsindekset DFFVa bruges på 1.264 strækninger (Baattrup-Pedersen et al., 2023).

Andelen af vandløbsstationer, der opnår minimum god økologisk tilstand, i skrivende stund, kan ses i tabel 1.1 for hver biologiske kvalitetsparameter.

Biologiske kvalitetsparametre	Målopfyldelse
Dansk Vandløbsplanteindeks (DVPI)	31 %
Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI)	58 %
Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFVa, DFFVø)	15 %

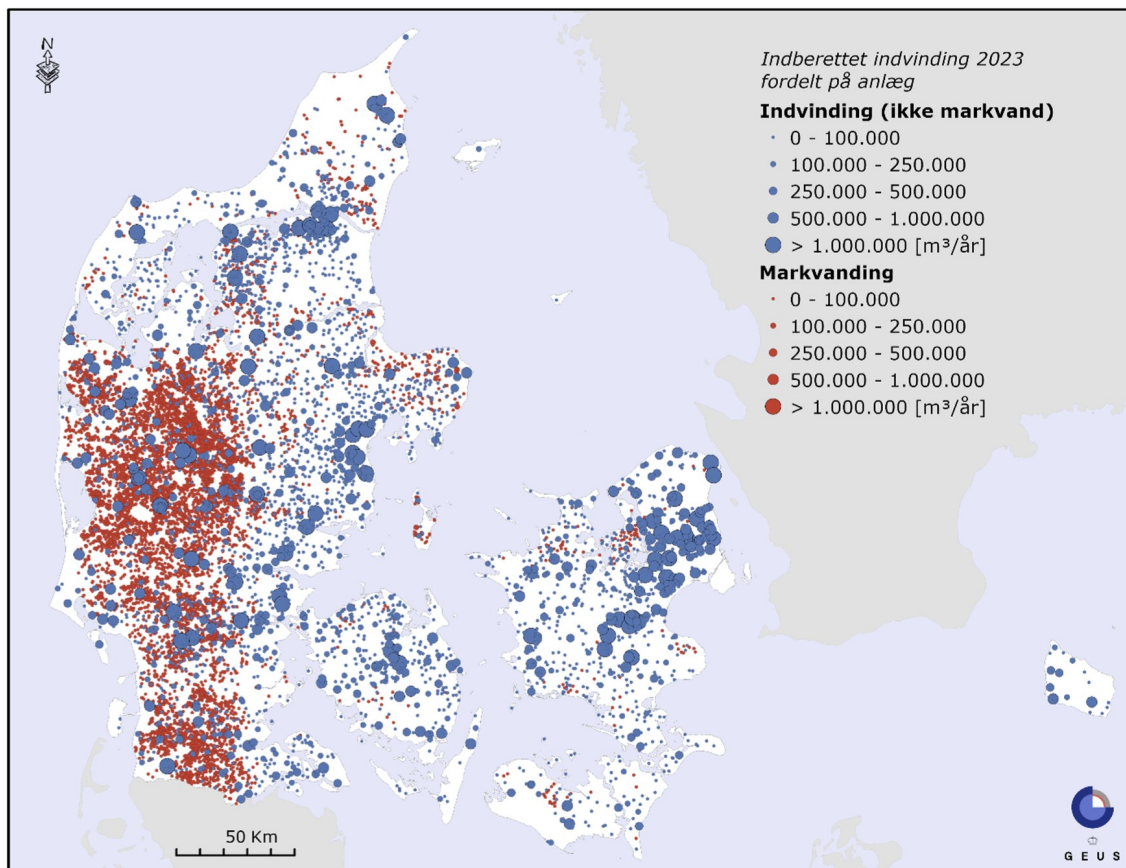
Tabel 1.1. Andel af vandløb som er i god økologisk tilstand, fordelt på tre biologiske kvalitetsparametre DVPI, DVFI og DFFVa/DFFVø

Den samlede økologiske tilstand i vandløbene vurderes altid efter den laveste fællesnævner, hvilket ofte er fisk (DFFVø og DFFVa) (Baattrup-Pedersen et al., 2023). Fisk stiller krav til specifikke fysiske forhold som vandhastighed, dybde og bundsubstrat i forskellige livsstadier. En forringelse af den økologiske tilstand for fisk kan ske via en påvirkning af disse fysiske og hydrauliske forhold i et vandløb, grundet en for høj grundvandsindvinding til f.eks. husholdning, landbrug, gartneri og industri. Dette vil reducere vandtilstrømningen til vandløbet, hvilket specielt vil være et problem i sommermånederne, hvor vandføringen i et vandløb typisk i forvejen er lavest (Miljøministeriet, 2023; WatsonC, 2023; Baattrup-Pedersen et al., 2023).

1.1 Udnyttelse af grundvandsressourcen

I Danmark blev der i 2023 indvundet samlet 745 mio. m³ grundvand, hvoraf almene vandværker stod for 356 mio. m³, mens erhvervsvanding (markvandring, gartneri og dambrug) stod for 321 mio. m³. De seneste år har den samlede årlige grundvandsindvinding ligget mellem 600 og 850 mio. m³, hvoraf markvandring typisk udgør mellem 15-40 % (Thorling et al., 2024). I figur 1.1 ses fordelingen af grundvandsindvinding i Danmark for 2023 for anlæg større end 1.000 m³/år. Her ses det, at de største vandværksindvindinger er lokaliseret omkring de største byer, mens markvandringen hovedsageligt er koncentreret i Syd- og Vestjylland.

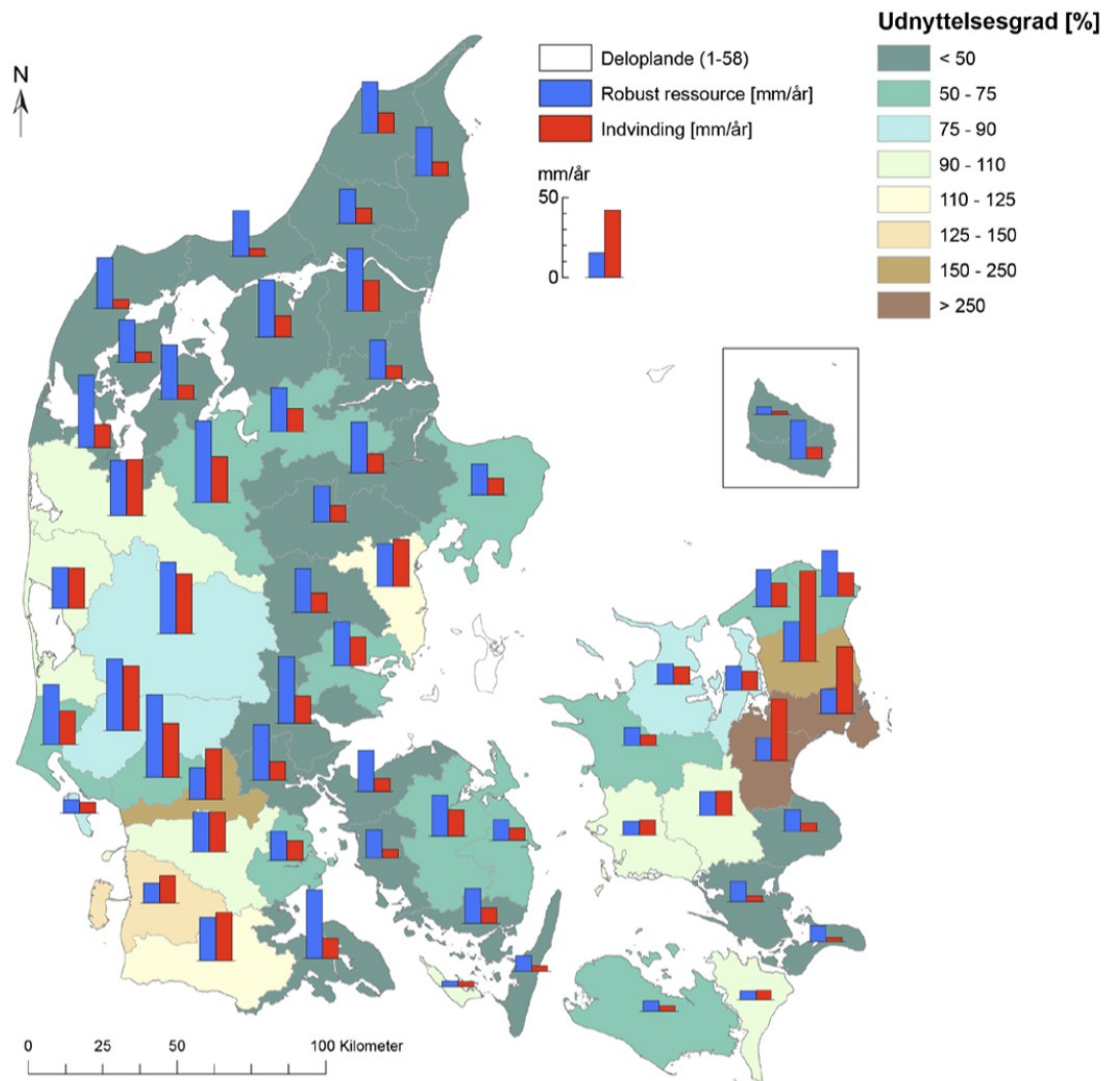
Grundvandsressourcen er under pres, særligt omkring større byer. Vandområdeplanerne for 2021-2027 viser, at flere grundvandsforekomster allerede er, eller risikerer at komme, i kvantitativ ringe tilstand som følge af overudnyttelse. Derudover påvirkes grundvandets kvalitet negativt af miljøfarlige stoffer, hvilket ofte gør det uegnet til drikkevand uden avanceret rensning. For at sikre forsyningen må flere vandværker derfor etablere nye borer, blande vand af forskellig kvalitet og benytte mere avancerede behandlingsmetoder. De kvantitative udfordringer betyder også, at det kan være vanskeligt at imødekomme vandbehovet i både industri, landbrug og natur (Christensen et al., 2023).



Figur 1.1. Grundvandsindvinding i Danmark for 2023 fordelt på anlæg større end 1.000 m³/år. Rød prik angiver markvandingsanlæg, og blå prik angiver de øvrige anlæg (Thorling et al., 2024).

På figur 1.2 ses udnyttelsesgraden af grundvandsressourcen på deloplandsniveau. Udnyttelsesgraden af en robust ressource er den acceptable påvirkning af det hydrologiske kredsløb over en 30-årig periode. Den er fastlagt ud fra en række indikatorparametre, hvor den er estimeret på basis af den indikator, der giver den næstmindste udnyttelige grundvandsressource (Henriksen et al., 2023). Grundvandsressourcen er generelt mest udfordret på Sjælland, hvor dele af Sjælland indvinder 150-250 % mere grundvand, end der er ressource til. I Jylland og på Fyn er der færre udfordringer, med undtagelse af Vest- og Sydjylland, som er udfordret, når markvandring inddrages (Christensen et al., 2023; Henriksen et al., 2023).

For at forhindre at vandindvinding medfører en betydelig nedgang i vandføringen i vandløb, og derved kan forringe den økologiske kvalitet, er der via BEK nr. 775 af 21/06/2024, *Bekendtgørelse om vandindvinding og vandforsyning* fastsat at en tilladelse til vandindvinding skal indeholde ”En vurdering af indvindingens påvirkning af omgivelserne og en stillingtagen til følgerne af denne påvirkning. Det skal herunder bestemmes, hvilke undersøgelser der eventuelt skal foretages til kontrol af indvindingens følgevirkninger på grundvandsstand og vandløb” (Retsinformation, 2024).



Figur 1.2. Opgørelse af grundvandsressourcens udnyttelsesgrad af den robuste ressource på deloplandsniveau. Blå søjler indikerer den årlige tilgængelige robuste ressource mens den røde søjle indikerer indvindingen af den robuste ressource (Christensen et al., 2023)

1.2 Medianminimum-metoden

En metode til at vurdere påvirkningen af en reduceret vandføring i vandløb er Medianminimum-metoden. Medianminimum-metoden er en enkel tilgang, hvor man for hvert år i en længere årrække regner den laveste vandføring og dernæst beregner medianen af disse årlige minimumsvandføringer. Resultatet kaldes medianminimumvandføringen (MMVF).

Medianminimumafstrømningen er således den vandføring, som i gennemsnit underskrides hvert andet år. Denne værdi er imidlertid følsom over for både længden af den valgte beregningsperiode og dens starttidspunkt, hvilket bør tages i betragtning ved anvendelsen af metoden (Jørgensen et al., 2000).

Metoden blev anvendt første gang i 1979 som basis for vejledende værdier for

vandløbspåvirkningen ved tilladelser til indvinding af overfladevand til dambrug (Clausen et al., 2006; Miljøstyrelsen, 1979). Som implementering af EU's vandrammedirektiv fra 2000 blev vandplan 2009-2015 udarbejdet. Her blev metoden videreført fra ”*Vandforsyningsplanlægning 2. del - Planlægning af vandindvinding fra overfladevand*”, hvor kravværdier til vandindvindingens reduktion i MMVF blev sat alt efter miljømålene. For vandløb med målsætningen om høj økologisk tilstand måtte MMVF reduceres med 5%. I vandløb med målsætningen om god økologisk tilstand måtte MMVF reduceres mellem 10 % og 25% (Miljøministeriet og Naturstyrelsen, 2011).

Medianminimum-metoden har været genstand for kritik, da der mangler præcis viden om, hvorvidt MMVF er et brugbart mål for de økologiske kvalitetsparametre. Derudover tager metoden ikke højde for vandløbsdynamikken, herunder variationen og varigheden af forskellige vandføringshændelser.

En yderligere udfordring er, at de fleste vandløb i Danmark er påvirket af vandindvinding eller drænaftstrømning, hvilket gør det vanskeligt at opstille et reference-scenarie baseret på et upåvirket hydrologisk regime. Desuden er metoden blevet vurderet som utilstrækkelig til at sikre en optimal udnyttelse af grundvandsressourcen.

I forbindelse med implementeringen af Vandområdeplan 2015-2021 gennemførte Aarhus Universitet (DCE og Institut for Bioscience) i 2014 en evaluering af medianminimumsmetoden på vegne af Naturstyrelsen. Evalueringen konkluderede, at metoden var utilstrækkelig, da MMVF havde en lavere forklaringsgrad for de biologiske kvalitetselementer sammenlignet med andre vandføringsvariable (Graeber et al., 2014; Jensen et al., 2013).

Som følge af denne konklusion blev der udviklet en ny metode til at vurdere effekten af vandindvinding på de biologiske kvalitetselementer i vandløb.

1.3 DCE metoden; økologiske kvalitetsratioer

Den nye metode som Aarhus Universitet (DCE og Institut for Bioscience) udviklede (ofte refereret som DCE metoden) tager udgangspunkt i økologiske kvalitetsratioer (EQR, Ecological Quality Ratio) som er blevet introduceret i forbindelse med EU's vandrammedirektiv. EQR er en værdi fra 0 til 1, der angiver den økologiske tilstand i forhold til en referenceværdi. En værdi på 1 repræsenterer en uforstyrret tilstand, mens 0 er den dårligst mulige tilstand. EQR beregnes ved at normalisere konkrete indekssværdier (f.eks. DVFI, DVPI, DFFVa og DFFVø) i forhold til en referencetilstand (Larsen et al., 2014). På baggrund af EQR-værdien opdeles vandløbets kvalitet i fem kategorier: høj, god, moderat, ringe og dårlig. I tabel 1.2 ses EQR grænseværdierne for DVFI, DVPI og DFFVa til kategorisering af vandløbstilstanden.

Tabel 1.2. Økologiske kvalitetsratioer grænseværdier for Dansk vandløbsplanteindeks (DVPI), Dansk vandløbsfaunaindeks (DVFI), Dansk fiskeindeks for vandløb (a), (DFFVa), til kategorisering af vandløbstilstanden (Retsinformation, 2023)

	Grænse			
	Høj/god	God/moderat	Moderat/ringe	Ringe/dårlig
DVPI	0,7	0,5	0,35	0,2
DVFI	1	0,71	0,57	0,43
DFFVa	0,7	0,5	0,3	0,1

DCE metoden blev udviklet på baggrund af 72 gennemsnitlige vandføringsvariable og gennemsnitlige økologiske kvalitetsratioer (EQR) for hvert af de tre biologiske kvalitetselementer; makrofytter (DVPI), makroinvertebrater (DVFI) og fisk (DFFVa, DFFVø) fordelt på 165 NOVANA-stationer i perioden 2004-2012. Data for fisk (DFFVø) blev udeladt på grund af et begrænset datagrundlag (Graeber et al., 2014).

På baggrund af analyserne blev de seks vandløbsvariable; Q_{90} , Fre_1 , BFI , Fre_{25} , Fre_{75} , Dur_3 samt slyngningsgrad Sin som proxy for lokalitetens fysiske tilstand, vurderet egnet, da de viste den højeste forklaringsgrad, som input i modellerne til at forudsige EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer:

$$DVPI_{EQR} = 0,546 + 0,020 \cdot Fre_{25} - 0,019 \cdot Dur_3 - 0,025 \cdot Fre_{75} \quad (1.1)$$

$$DVFI_{EQR} = 0,217 + 0,103 \cdot Sin + 0,020 \cdot Q_{90} \cdot Fre_1 \quad (1.2)$$

$$DFFVa_{EQR} = 0,811 \cdot BFI + 0,058 \cdot Sin + 0,050 \cdot Fre_{25} - 0,319 - 0,0413 \cdot Fre_{75} \quad (1.3)$$

Hvor

Fre_{25}	Det årlige antal af vandføringer over 25 percentilen af varighedskurven
Fre_{75}	Antallet af vandføringshændelser under 75 percentilen af varighedskurven
Dur_3	Varigheden af vandføringer på over tre gange medianvandføringen
Sin	Slyngningsgraden
Fre_1	Det årlige antal af vandføringer over medianen
Q_{90}	Vandføringen under 90 percentilen af vandføringens varighedskurve, divideret (standardiseret) med medianvandføringen (Q_{50})
BFI	Baseflow-indekset; baseflow-mængden divideret med den samlede vandføringsmængde

Den økologiske gyldighed af modellerne blev valideret med resultater fra videnskabelig litteratur (Graeber et al., 2014). En EQR-værdi kan således estimeres for hvert af de tre biologiske kvalitetselementer for et givent vandløb i en referencetilstand og i et scenarie med vandindvinding. For ændringen i EQR-værdien har Henriksen et al. (2014) beregnet

sandsynligheden for at tilstanden i et vandløb skifter fra acceptabel tilstand (høj/god) til uacceptabel tilstand (moderat/ringe/dårlig) som det kan ses i tabel 1.3.

Tabel 1.3. Kravværdier til ændringer i EQR værdier for DVFI, DVPI og DFFVa jf. DCE svarende til hhv. 80 %, 50 % og 20 % sandsynlighed for ændret tilstand fra acceptabel til uacceptabel tilstand (Henriksen et al., 2014)

Sandsynlighed for at tilstand skifter fra høj/god til moderat/ringe/dårlig tilstand	DVFI Maks reduktion af EQR værdi	DVPI Maks reduktion af EQR værdi	DFFVa Maks reduktion af EQR værdi
80%	0,24	0,23	0,22
50%	0,12	0,11	0,16
20%	0,06	0,03	0,05

DCE-metoden er dog udfordret af modellernes lave korrelationskoefficienter, som er $R^2 = 0,34$ for DVPI, $R^2 = 0,44$ for DVFI og $R^2 = 0,49$ for DFFVa. Samtidig er prædiktionsusikkerheden for de tre empiriske formler med et signifikansniveau på 95 % så stor, at en udregnet EQR-værdi på 0,71, vil ligge mellem 0,5 og 1,04, og derved vil tilstanden spænde fra ringe til høj.

Samtidig er relationerne kun gældende for vandløb med en oplandstørrelse over 15 km², da modellen kun i begrænset omfang inddrager data fra mindre vandløb og ikke kan anvendes på små vandløb truet af udtørring .

Samtidig er alle vandløbsvariablene en dimensionsløs størrelse der karakteriserer vandløbets vandføringsdynamik og siger derved ikke noget om vandføringstørrelsen i det enkelte vandløb (Clausen et al., 2006; WatsonC, 2023; Henriksen et al., 2014; Miljø og Fødevareministeriet, 2016). Siden at ca. 75 % af alle vandløb i Danmark vurderes med DFFVø, og DCE metoden ikke benytter DFFVø, er det begrænset i hvor stort omfang DCE-metoden er anvendelig.

Som en del af Vandplan 2015-2021 blev DCE-metoden indført som metode til vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand for vandløb med et opland over 15 km². Samtidig er makrofytter (DVPI) ikke medtaget da modellen vurderes til at have for stor usikkerhed (Miljø og Fødevareministeriet, 2016).

I indeværende planperiode 2021-2027 er metoden for planperiode 2015-2021 videreført hvor der anvendes en sandsynlighed på 80 % som afskæringskriterium (jf. tabel 1.3), som maksimalt modellerede påvirkning (Miljøministeriet, 2023). I en tidligere vandindvindingsvurdering foretaget af WSP blev DCE-metoden med EQR-værdier anvendt på type 2 og 3 vandløb(>15 km²), mens MMVF benyttes på type 1 vandløb(<15 km²). Her blev MMFV som metode beskrevet som ”ikke optimal men vurderet som den mindst ringe” til vurdering af type 1 (WSP, 2022).

1.4 Habitatmodellering

Habitatmodellering kan være et alternativ til Medianminimum- og DCE-metoderne til at vurdere vandindvindingens påvirkning i vandløb.

En habitatmodel kan defineres som en kombination mellem en biologisk og hydraulisk model. Den biologiske model består af observationer af en eller flere biologiske organismer og hvor de opholder sig, som bliver udtrykt via præferencekurver. Præferencekurver viser en organismes "præference" fra 0 lavest præference, til 1 højest præference, for forskellige fysiske parametre som vanddybder, strømhastigheder og substratforhold. Den hydrauliske model består af enten målinger eller modelberegninger ved varierende vandføring, af vanddybder og hastigheder i vandløbet. Ved at kombinere de modellerede dybder og hastigheder, ved varierende vandføring i vandløbet og organismens præference hertil, kvantificeres det tilgængelige habitatareal for den pågældende organisme som funktion af vandføringens størrelse. Derved vil man kunne bestemme reduktionen af det tilgængelige habitatareal i vandløbet ved en reduceret vandføring som følge af en vandindvinding. Forskellige vandføringer resulterer i varierende vanddybder og vandhastigheder, afhængig af vandløbets udformning. Derfor er det vigtigt at kende både størrelsen og dybdevariation i et vandløb.

I et vandløb med en ensartet dybdefordeling vil det præfererede habitatareal for organismer typisk kun være tilgængeligt inden for et snævert spænd af vandføringer. Dette skyldes, at både dybde og strømningshastighed i tværsnittet varierer minimalt, hvilket gør levestederne mere følsomme over for ændringer i vandføring. Derimod vil et vandløb med varieret dybde have både dybe og lavvandede områder, hvilket sikrer, at der fortsat findes egnede habitater, selv ved lav vandføring (Clausen et al., 2006).

I et vandløb med en ensartet dybdevariation vil en lav vandføring føre til en ensartet lav vandstand og nedsat vandhastighed i hele tværsnittet, hvilket reducerer det tilgængelige habitatareal markant.

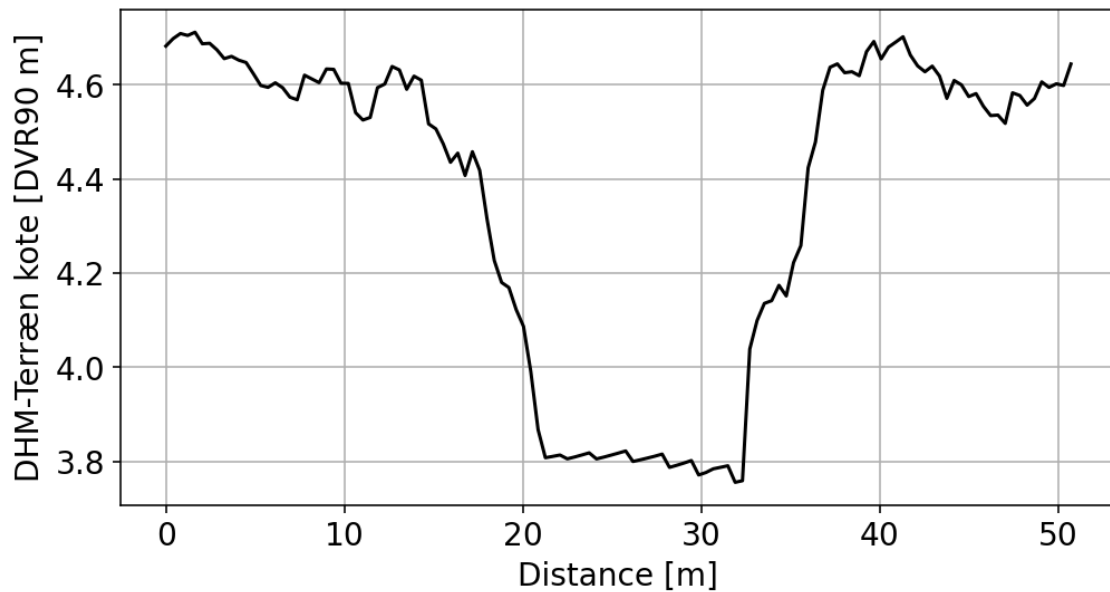
Derimod vil et vandløb med en varieret dybdevariation have både dybe og lavvandede områder, hvilket sikrer, at der stadig er egnede habitater, selv ved lav vandføring (Clausen et al., 2006).

Habitatmodellering vurderes internationalt som den bedste metode til at fastsætte acceptable vandføringer da den er mere afbalanceret mellem hensynet til vandanvendelser og vandløbets økologiske tilstand (Clausen et al., 2006; Conallin et al., 2010).

Ifølge Clausen et al. (2006) kan habitatmodellering derved anvendes til at opfylde EU vandrammedirektivet, ved at forebygge yderligere forringelse, samt beskytte og forbedre vandløbenes økologiske tilstand.

I Danmark er habitatmodellering kun i begrænset omfang blevet brugt til at vurdere konsekvenser af grundvandsindvindinger. Dette kan skyldes at habitatmodellering kræver detaljeret information om vandløbets udformning og vandføring som ikke altid er tilgængelig og derved skal tilvejebringes (Clausen et al., 2006; WatsonC, 2023). Dette gør at habitatmodellering har flere omkostninger end de traditionelle Medianminimum-metode og DCE-metode. Specielt indsamling af information om vandløbets geometri og udformning er meget tidskrævende og eksisterende data kan enten være forældede eller i utilstrækkelig kvalitet, til brug i en habitatmodel. Den øverste del af vandløbsgeometrien kan bestemmes

ud fra Danmarks Højdemodel - Terræn(DHM/Terræn). DHM/Terræn modellen beskriver det danske terræns højde i forhold til det gennemsnitlige havniveau. I DHM/Terræn bliver vandløbets vandspejl registreret som terrænkote hvor geometrien under vandspejlet er ukendt. I figur 1.3 kan et vandløbstværsnit ud fra DHM/Terræn ses, hvortil geometrien er ukendt under vandspejlet, som kan ses ved at DHM/Terræn flader ud i bunden af tværsnittet.



Figur 1.3. Eksempel på DHM/Terræn over et vandløb.

Problemformulering 2

Der er behov for en bedre balance mellem erhvervsmæssige interesser og naturbeskyttelse i udnyttelsen af den danske grundvandsressource. I dag er grundvandet allerede overudnyttet i visse dele af landet, og samtidig lever kun 15% af de danske vandløb op til de miljømål, der er fastsat i EU's Vandrammedirektiv med en målopfyldelsesfrist i 2027. Når grundvandet indvindes kan det have en negativ effekt på de organismer der lever i vandløbet, hvor det især kan være problematisk under lave vandføringer.

De eksisterende metoder til at fastlægge den maksimalt acceptable reduktion i vandføring som følge af vandindvinding vurderes at være mangelfulde, konservative og giver samtidig en svag forklaringsgrad af påvirkningen på biologiske kvalitetsparametre som eksempelvis fisk.

Habitatmodellering kan anvendes som et alternativ til de nuværende metoder og vurderes at give en mere præcis fastsættelse af den acceptable minimumsvandføring ift. påvirkningen af eksempelvis fisk. Der er dog ikke tradition for at benytte habitatmodellering i dansk sammenhæng, da metoden ofte kræver viden om vandløbets geometri. Denne er ofte utilgængelig og samtidig en proces, som både er tids- og ressourcekrævende.

For at kunne gøre habitatmodellering til et mere anvendeligt redskab skal viden om vandløbenes udformning og størrelse være lettere tilgængeligt. Den del af vandløbet som er over vandoverfladen kan bestemmes via DHM/Terræn. Under vandspejlet i vandløbet er geometrien dog ukendt.

Dette projekt ønsker derfor at udvikle en metode til automatisk generering af tværsnittets udformning og størrelse, med tilstrækkelig præcision således det kan bruges i habitatmodellering. Derved vil habitatmodellering blive lettere tilgængeligt og konkurrencedygtig med medianminimums metoden og DCE metoden. Der er kommet frem til følgende problemstilling:

Hvad er forskellen mellem en habitatmodel baseret på opmålte tværsnit og en habitatmodel baseret på automatiseret generering af syntetiske tværsnit i Østerå og Guldbæk systemet?

- *Hvordan kan der udvikles en model, der automatisk, og med udgangspunkt i let tilgængelige data, kan generere syntetiske tværsnit under vandspejlet i Danmarks Højdemodel – Terræn?*

Del I

Modellering af tværsnitsarealets størrelse og udformning

Formålet med dette afsnit er at udvikle flere modeller til at bestemme tværsnitsarealet og udformningen for et givent tværsnit under vandspejlet i et vandløb. Dette er gjort via tre modeller, hvor de første to ønsker at estimere tværsnitsarealet mens den sidste ønsker at forudsige udformningen.

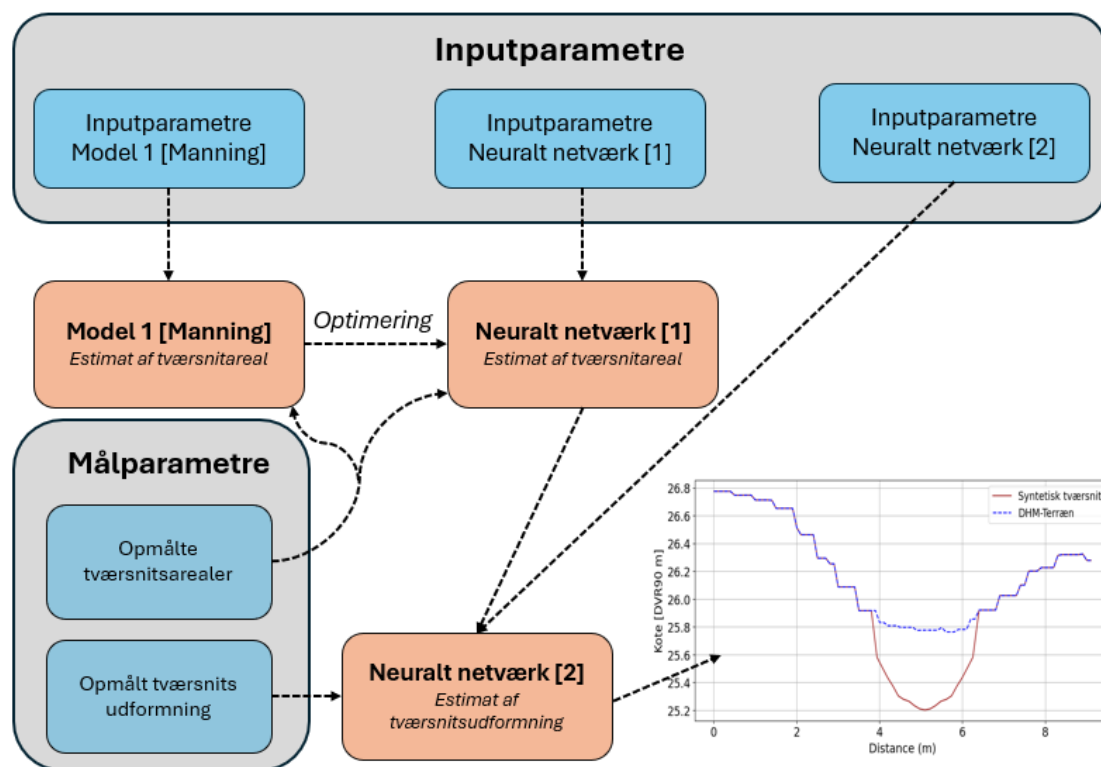
Et centralt værktøj til estimering af flere inputparametre i modellerne er Danmarks DHM/Terræn, som anvendes til at bestemme terrænkoten for vandspejlet i et given tværsnit.

Første model er baseret på Manning-formlen. I Manning formlen kan tværsnittets areal isoleres ud fra ; vandspejlshældningen, den våde perimeter, vandføringen og et Manningtal. Vandspejlshældningen bestemmes ud fra vandløbsmidten og DHM/Terræn. Den våde perimeter erstattes af vandløbsbredden som en proxy, mens vandføringen estimeres ud fra oplandets størrelse og en afstrømningsværdi beregnet på baggrund af nettonedbøren. Indledningsvis tildeles alle tværsnit et gennemsnitligt Manningtal, hvorefter et differentieret Manningtal anvendes baseret på vandspejlshældningen og vandløbsbredden.

For yderligere at forbedre estimatet af tværsnitsarealet opstilles et neuralt netværk. Dette ønsker at estimere tværsnitsarealet baseret på de nævnte parametre samt krumningen af vandløbet og den landskabstype tværsnittet befinder sig i.

Slutteligt opstilles endnu et neuralt netværk som forsøger at forudsige tværsnittets dybdefordeling. Dette er ligeledes gjort ud fra ovenstående parametre samt det estimerede tværsnitsareal fra det første neurale netværk.

I nedenstående Figur 2.1 ses et workflow for Del I som inkludere afsnittene 3, 4 og 5.



Figur 2.1. Workflow for Del I.

Modellering af tværsnitsarealet - Manningformlen 3

Til at give et estimat på tværsnitsarealet tages der udgangspunkt i Manningformlen. Manningformlen er en ligning som bruges til at beregne vandføringen (Q) i et vandløb. I formlen indgår Manningtallet M, en eksperimentelt fastlagt koefficient, der beskriver modstanden i vandløbet. Manningformlen er givet i ligning 3.1 (Larsen, 2017).

$$Q = A \cdot M \cdot \left(\frac{A}{P}\right)^{2/3} \cdot I^{1/2} \quad (3.1)$$

Q	Vandføringen (m ³ /s)
A	Gennemstrømmede tværsnitsareal (m ²)
M	Manningtallet (m ^{1/3} /s)
P	Våde perimeter (m)
I	Energiliniegradienten (m/m)

Fra ligning 3.1 kan det gennemstrømmede tværsnitsareal (A) isoleres og et udtryk fåes til:

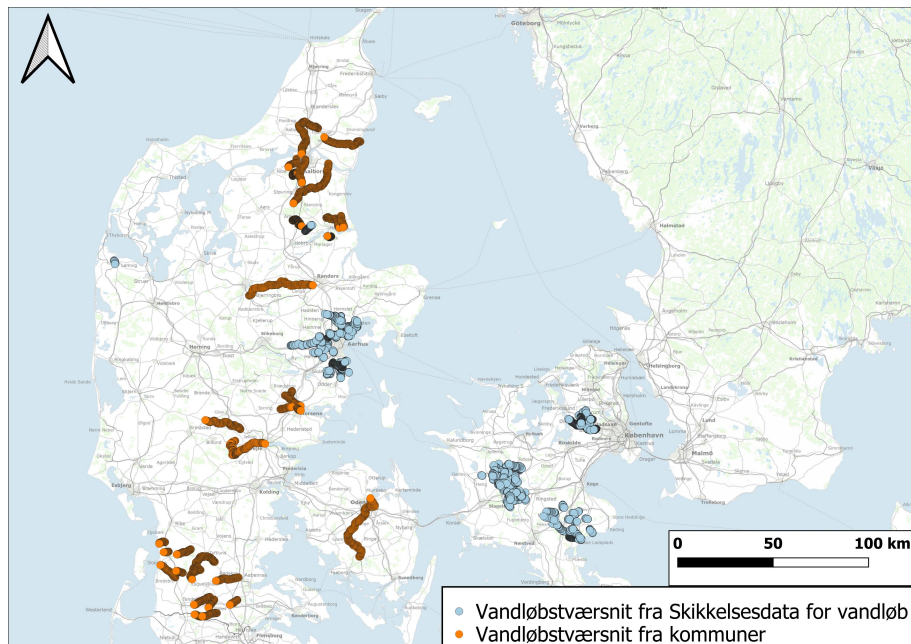
$$A = \frac{P^{\frac{2}{5}} \cdot Q^{\frac{3}{5}}}{I^{\frac{3}{10}} \cdot M^{\frac{3}{5}}} \quad (3.2)$$

I de efterfølgende afsnit vil parametrene, vandføringen(Q), den våde perimeter (P), energiliniegradienten (I) og Manningtallet (M) blive beregnet for indsamlede vandløbstværsnit fordelt rundt i Danmark.

3.1 Indsamling af opmålte tværsnitsprofiler

For at opstille en model der giver et estimat på tværsnitsarealet, er der indsamlet opmålte tværsnitsdata fra kommuner samt offentligt tilgængeligt tværsnitsdata fra Dataforsyningens ”Skikkelsesdata for tværsnitsprofiler”. En Tværsnitsprofil af et vandløb opmåles med målepunkter, der beskriver profilets geometri, typisk med et målepunkt hver 20-50 cm i profilen. Tværsnitsprofiler måles generelt hver 50-200 meter afhængigt af vandløbets størrelse (Dataforsyningen, 2024c). Aabenraa, Aalborg, Horsens, Mariagerfjord, Odense, Tønder, Vejle og Viborg kommune har udleveret opmålte tværsnitprofiler fra forskellige vandløb i de respektive kommuner (Kougios et al., 2025). Lokationerne for de opmålte

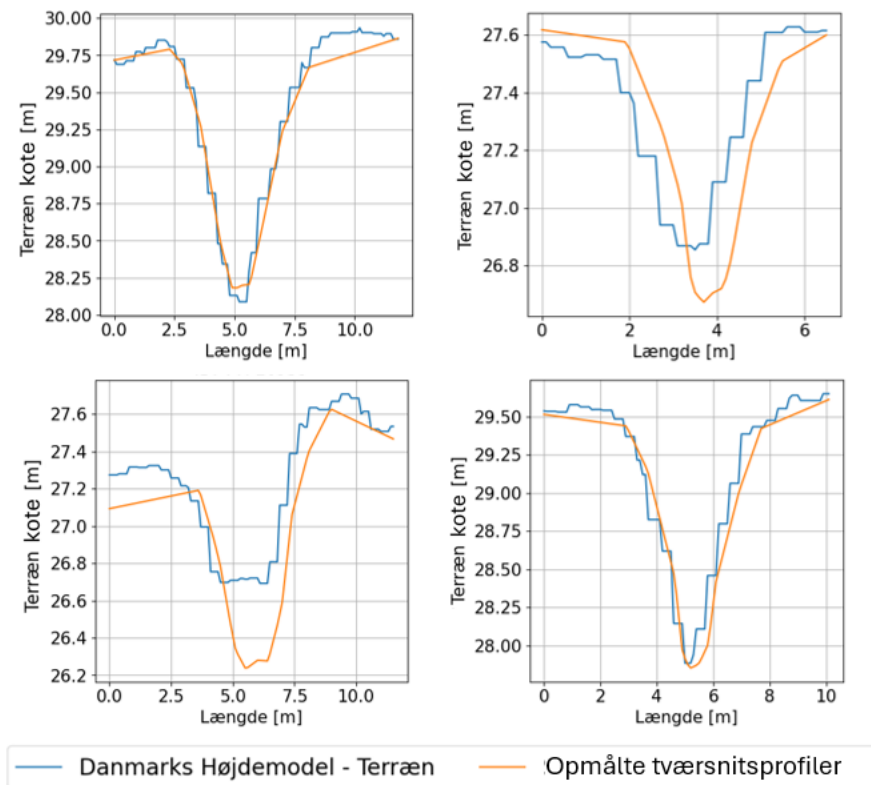
tværsnit fra kommunerne fra dataforsyningen kan ses i Figur 3.1. I alt blev der indsamlet 11.813 vandløbstværsnit.



Figur 3.1. Skikkelsesdata for tværsnitsprofiler fra dataforsyningen (Dataforsyningen, 2024c) og opmålte tværsnitprofiler fra vandløb udleveret af Aabenraa, Aalborg, Horsens, Mariagerfjord, Odense, Tønder, Vejle og Viborg kommune (Kougios et al., 2025)

Ud fra de opmålte tværsnitsprofiler kan arealet under vandspejlet estimeres. Vandspejlet bliver estimeret ud fra DHM/Terræn. Alle objekter over terræn som træer, bygninger og køretøjer er fjernet. Modellen er opdelt i et grid på 0,4 meter, med en horisontal nøjagtighed på 0,15 meter og en vertikal nøjagtighed på 0,05 meter (Dataforsyningen, 2024b).

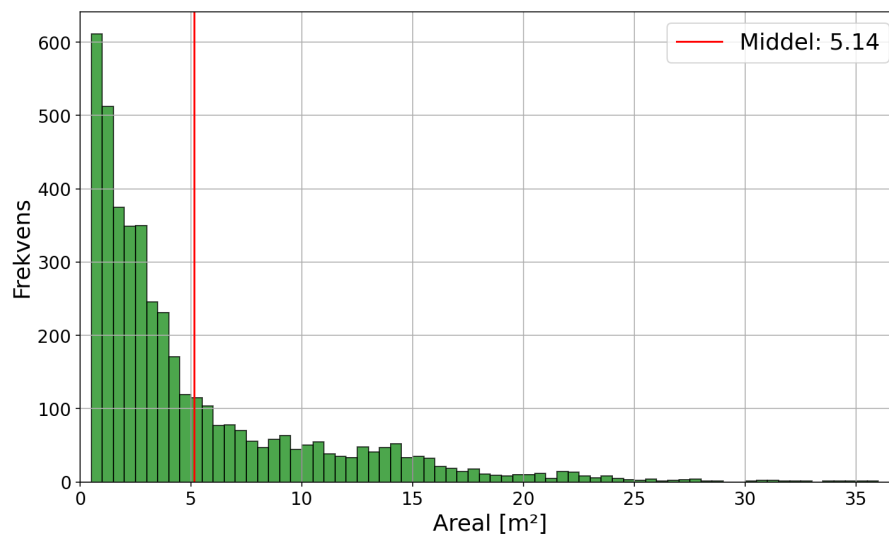
I Figur 3.2 kan et eksempel på 4 forskellige opmålte vandløbstværsnit ses hvor vandspejlet ud fra DHM/Terræn er tilføjet. Den blå linje viser vandløbsprofilen fra DHM/Terræn mens den orange er det opmålte tværsnit. På nogle af tværsnitsprofilerne ses det, at vandspejlet ligger oven i det fulde opmålte vandløbstværsnit. Hovedparten af disse tværsnit er observeret til at være grøfter eller små bække/vandløb. Derfor er små vandløb sorteret fra ud fra et krav om at oplandet skal være over 15 km².



Figur 3.2. Opmålte tværnsnitsprofiler (orange) med tilsvarende vandløbsprofil fra DHM/Terraen (blå). Øverst venstre viser et opmålt tværnsnit som ligger over DHM/Terraen. Øverst højre viser et tværnsnit der er forskudt ift. DHM/Terraen. Nederst venstre viser et tværnsnit der vurderes brugbart. Nederst højre viser et tværnsnit som ligger direkte oven i DHM/Terraen.

Efter sortering bestod datasættet af 4.400 tværnsnitsprofiler, for hvilke der er beregnet et tværnsnitsareal. Arealet er opgjort som det areal, der ligger under vandspejlet, hvor vandspejlet er defineret som den laveste terrænværdi i det pågældende vandløbsprofil.

Fordelingen af størrelsen af arealerne kan ses i Figur 3.3.



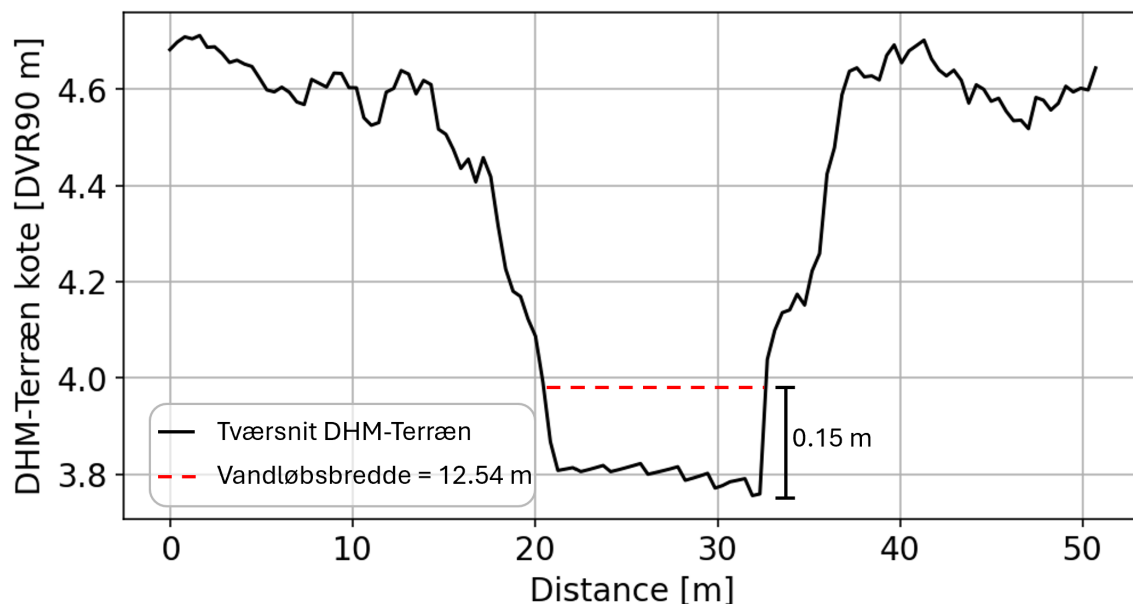
Figur 3.3. Fordeling af målte tværnsnitsarealer, med binstørrelse er på 0.5 m^2 .

Som det fremgår, har mange tværsnit et areal under 5 m^2 , med det største areal omkring 35 m^2 . Desuden ses en skævhed i datasættet, med flest mindre arealer. Tværsnit med arealer under $0,5 \text{ m}^2$ er frasorteret i analysen. Dette er gjort, da det blev vurderet at højdemodellens usikkerheder, specificerede som 0,15 meter horisontal og 0,05 meter vertikal, havde for stor indflydelse for arealet (Dataforsyningen, 2024b).

I de følgende afsnit vil parameter i Manningformlen (P, I, Q, og M) blive udledt for alle tværsnit.

3.2 Den våde perimeter

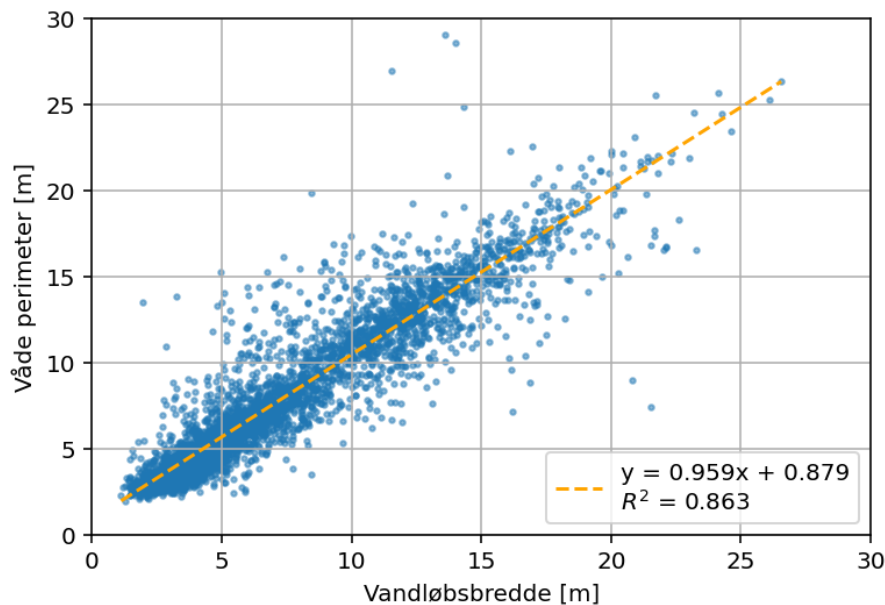
Den våde perimeter beskriver længden af vandløbsbunden under vandspejlet. Den kan ikke udledes direkte fra DHM/Terræn, da den ligger under vandspejlet. Derfor undersøges en mulig sammenhæng mellem vandløbsbredden og den våde perimeter med henblik på at anvende bredden som proxy. Til at finde bredden af vandløbet benyttes DHM/Terræn. Her trækkes en linje vinkelret på vandløbsmidten i de punkter der findes tværsnit. Ud fra linjen fås DHM/Terræn kote værdier på tværs af vandløbene. Dette er illustreret i Figur 3.4. Bredden er den målte afstanden mellem de to brinker. Dette er illustreret ved den røde linje på Figur 3.4. Siden der kan være noget usikkerhed på DHM/Terræn vil bredden estimeret ud fra den mindste kote værdi i tværnittet, kategorisk være undervurderet på grund af støj ved vandspejlet. I stedet estimeres bredden af vandløbet 15 cm over den mindste kote værdi. I Figur 3.4 kan et eksempel af en bredde estimering ses for et tværsnit optegnet med DHM/Terræn modellen.



Figur 3.4. Eksempel på en estimeret vandløbsbredde baseret på et tværsnitsprofil fra DHM/Terræn.

For hvert af de 4.400 indsamlede og sorterede vandløbstværsnit er den våde perimeter blevet beregnet. For at regne denne er en fastsættelse af vandspejlet nødvendig. Vandspejlet er her fastsat som den laveste DHM/terrænværdi langs den linje, der er trukket hen over tværnittene.

Sammenhængen mellem vandløbsbredden og den våde perimeter fremgår af Figur 3.5.



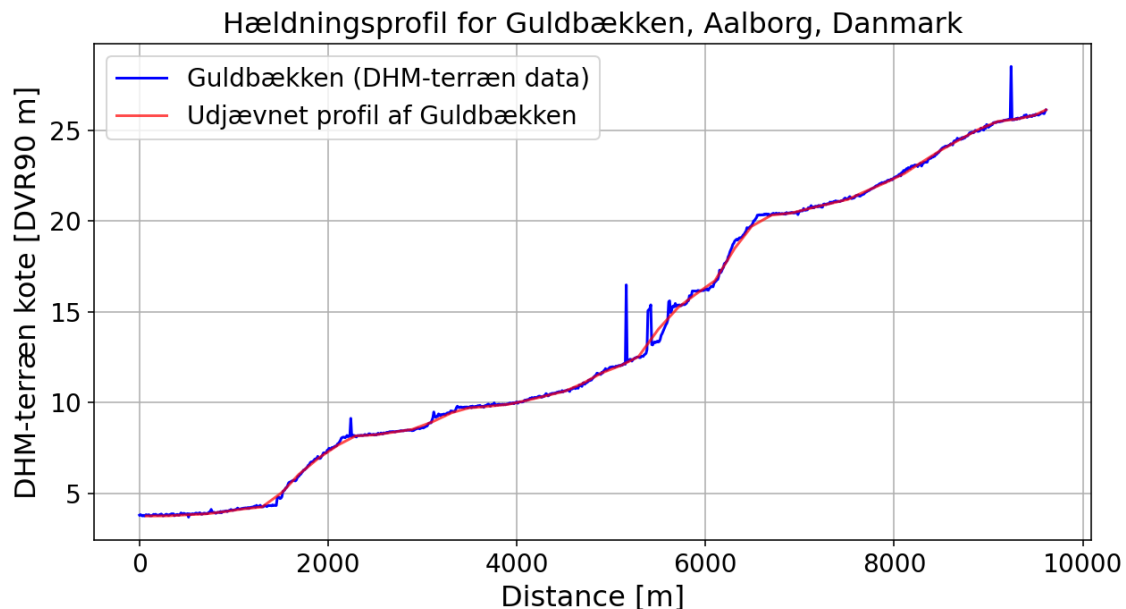
Figur 3.5. Sammenhæng mellem vandløbsbredden og den våde perimeter.

Den våde perimeter for alle tværsnit kan estimeres ved hjælp af regressionsligningen vist i Figur 3.5. Regressionslinjen har en hældning på 0,959 og en skæring med y-aksen på 0,879 meter. Dette indikerer, at forskellen mellem bredden og den våde perimeter er størst ved små bredder, mens forskellen gradvist mindskes med stigende bredde. Ved en bredde på omkring 25 meter er de to størrelser næsten identiske. Det fremgår af Figur 3.5, at cirka en fjerdedel af tværsnittene har en estimeret vandløbsbredde, der er større end den tilsvarende våde perimeter. Dette vurderes primært at skyldes, at vandspejlet i beregningen er placeret 15 cm over den laveste kote i DHM/Terræn-modellen. Denne forskydning kan medføre en overestimering af bredden, da bredden dermed måles højere oppe på brinkerne, hvor afstanden mellem bredderne naturligt er større, sammenlignet med den faktiske våde perimeter. Denne sammenhæng stemmer overens med, at vandløbsbredden potentielt bliver overestimeret, da bredden fastsættes 15 cm over den laveste DHM/terrænværdi i tværsnittet. På trods af denne forskydning vurderes regressionsligningen at være tilstrækkelig præcis til brug i videre beregninger med Manningformlen, da der ses en god korrelation.

3.3 Energiliniegradienten

Energiliniegradienten er hældningen på energilinjen. I projektet er det dog ikke muligt at kunne estimere energiliniegradienten direkte for hvert enkelt tværsnit. Derimod kan der under en antagelse om ensformig strømning antages at tryklinje gradienten vil være lig energiliniegradienten Brorsen and Larsen (2009). Tryklinjegradienten er hældningen på vandspejlet i vandløbet. I et naturligt strømmende vandløb vil ensformig strømning sjældent forekomme. Dog vurderes det at forskellen mellem energiliniegradienten og tryklinjegradienten vil være minimal over større strækninger. Til beregning af vandspejlshældningen anvendes terrænkoten fra DHM/Terræn på vandløbsmidten, hvor

terrænkoten er udtrukket i et 10 meters interval på vandløbsmidten. På Figur 3.6 illustreres terrænprofilen for vandløbsmidten i Guldbækken, som den blå linje. Det kan ses på terrænprofilen, at der forekommer støj i dataene i form af pludselige store stigninger. Dette antages at skyldes broer eller andre konstruktioner, der krydser vandløbet. Broerne og mindre støj bliver filtreret fra ved lineært at interpolere til den næste terrænkote nedstrøms som har en ens eller lavere terrænkote. Efter en filtrering er terrænprofilen vist som den udjævnet røde linje.



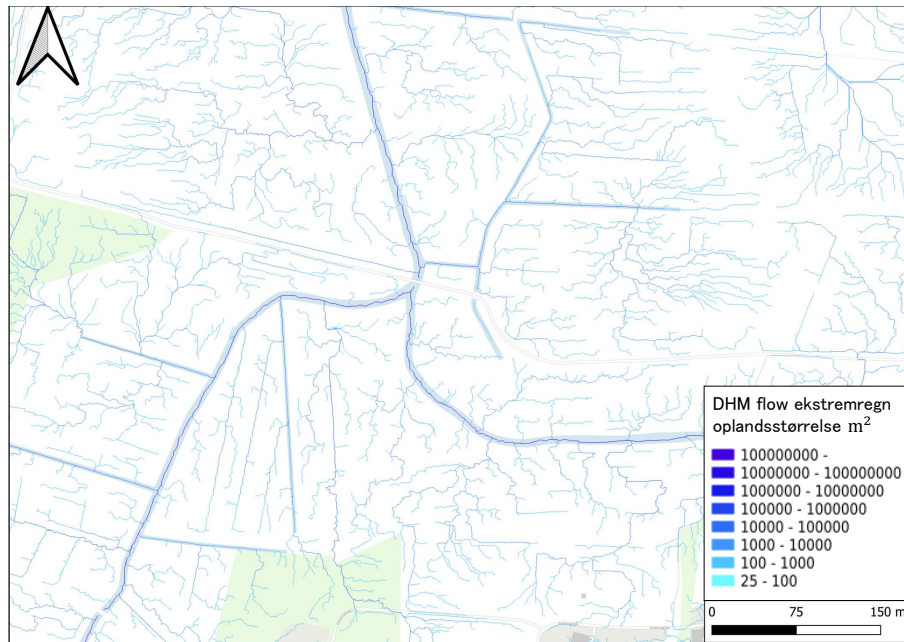
Figur 3.6. Hældningsprofil for Guldbækken. Distancen er et mål for længden opstrøms sammenløbet med Østeråen.

Ud fra den røde linje i Figur 3.6 er der udregnet en hældningsværdi hver 30. meter. Hver tværsnitsprofil bliver derfra givet den hældningsværdi som er tættest på dens lokation.

3.4 Vandføringen

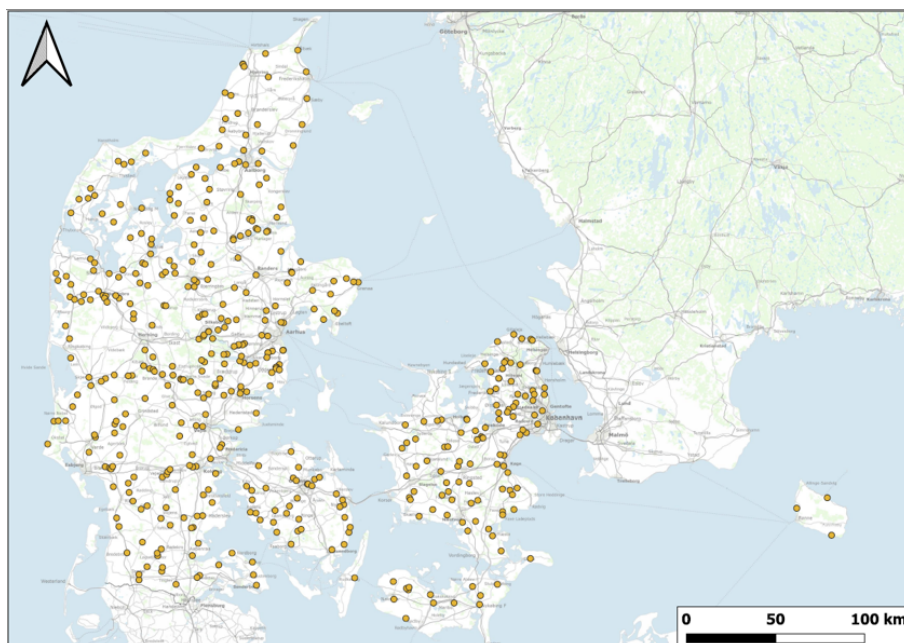
For at give et estimat på vandføringen benyttes tværsnittenes oplandstørrelse. For at tilegne et tværsnit en oplandstørrelse benyttes *Hydrologisk Højdemodel - Flow Ekstremregn fra Dataforsyningen*.

Flow Ekstremregn viser hvordan regnvand bevæger sig gennem landskabet under ekstremregn med over 150 mm nedbør. Modellen er opdelt i et grid på 0,4 meter hvor kortet angiver den topografiske oplandstørrelse for hver celle i DHM i kvadratmeter. Modellen bygger på antagelsen om, at terrænet er uigennemtrængeligt og illustrerer derved afstrømningsoplandet uden kloakering eller nedsivning (Dataforsyningen, 2025). I Figur 3.7 er *Hydrologisk Højdemodel - Flow Ekstremregn* visualiseret for sammenløbet mellem Østerå og Guldbæk syd for Aalborg. Derved kan en topografisk oplandstørrelse blive tilegnet til hvert tværsnit.



Figur 3.7. Hydrologisk Højdemodel - Flow Ekstremregn oplandsstørrelser fra sammenløbet mellem Østeråen og Guldbækken lokaliseret syd for Aalborg. Mørkeblå farver angiver større opland mens lysere blå angiver mindre opland (Dataforsyningen, 2025).

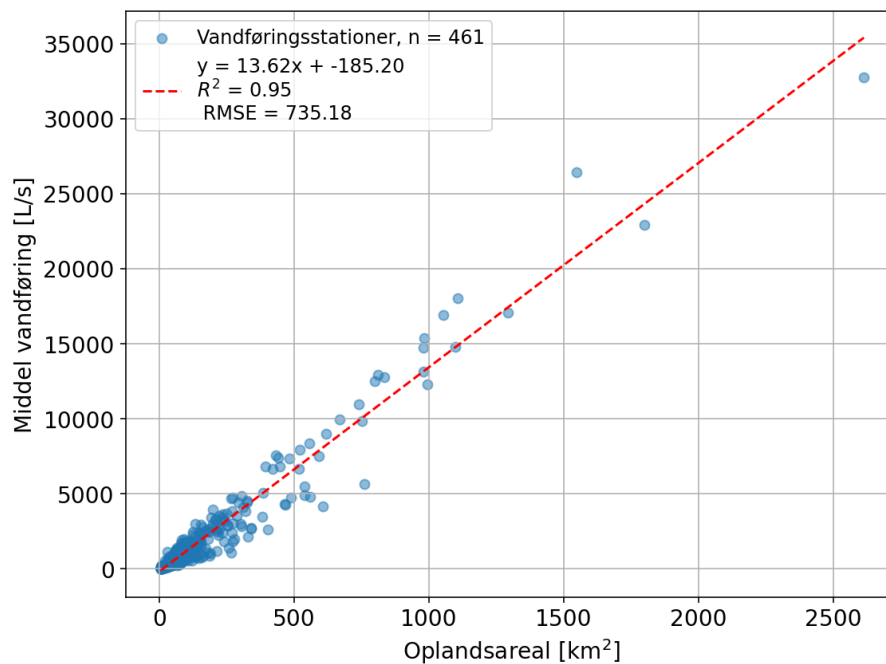
For at kunne estimere vandføringen ud fra oplandsstørrelsen, benyttes de flowstationer som er tilgængelige på Danmarks Miljøportal under Miljødata (Miljøportal, 2024). Herfra er 462 vandføringsstationer fordelt rundt om i Danmark benyttet, som kan ses på Figur 3.8.



Figur 3.8. Danske vandføringsstationers placering rundt om i Danmark (Miljøportal, 2024).

For hver vandføringsstation vist i Figur 3.8 er der beregnet en middelvandføring. For at kunne estimere vandføringen ved hvert tværsnit langs et vandløb, udføres en lineær

regression mellem oplandsarealet til de enkelte vandføringsstationer og deres tilhørende middelvandføring. Den lineære regression mellem middelvandføring og oplandsareal for vandføringsstationerne er illustreret i Figur 3.9.

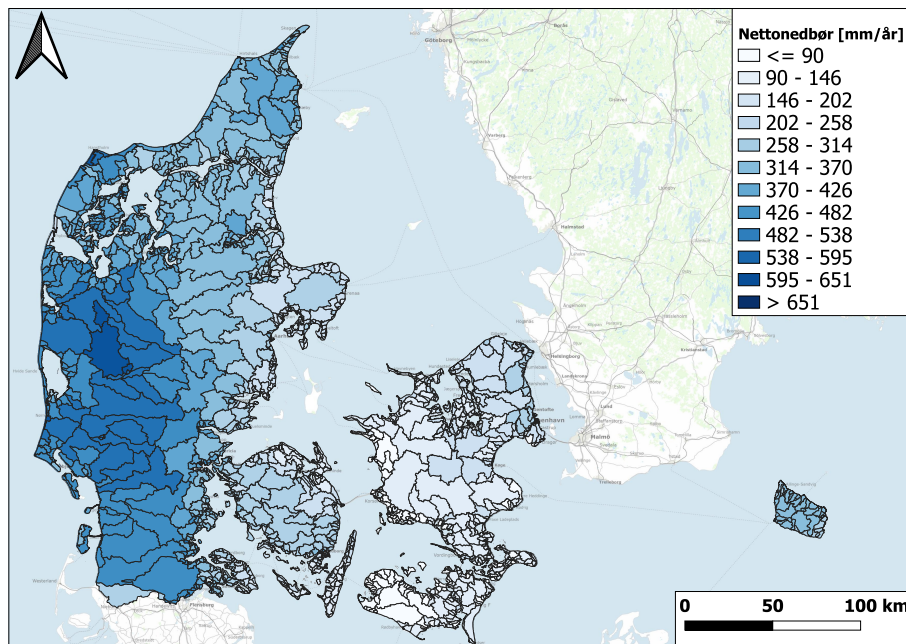


Figur 3.9. Middel vandføringer sammenlignet med oplandsarealet for vandføringsstationer.

Ud fra den lineære regressions ligning kan en vandføring til et givent tværsnit estimeres ud fra oplandsarealet.

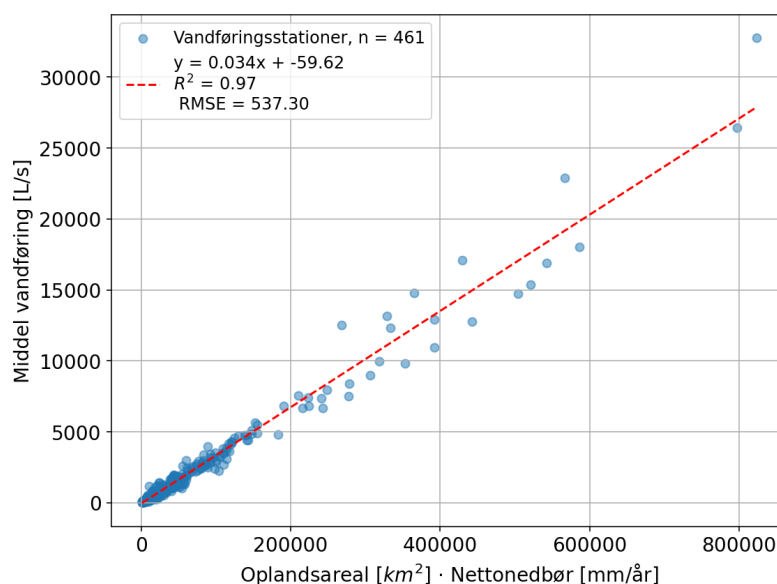
Selvom forklaringsgraden er relativt høj, er det relevant også at differentiere mellem landsdele med hensyn til afstrømningsforholdene. Det forventes f.eks., at Vestjylland har en større afstrømning end Sjælland grundet højere nedbørsmængder.

Til at give et bud på afstrømningen inden for et givent opland benyttes *Hydrologisk Informations- og Prognosesystem's* (HIP) middelværdi af infiltration til mættet zone i enheden mm/år i perioden 1990-2019. Infiltration til mættet zone er det samme som nettonedbør eller grundvandsdannelsen (Henriksen et al., 2020). Fremadrettet i rapporten benyttes betegnelsen nettonedbør. HIP indeholder en optegning over vandløbsopland hvortil middelværdien af nettonedbøren for hvert opland bliver givet. Opdelingen af nettonedbøren for hvert vandløbsopland kan ses på Figur 3.10. Hvert tværsnit får derved tilegnet en nettonedbør baseret på hvilket vandløbsopland det er lokaseret i.



Figur 3.10. Årsmiddel af nettonedbøren for perioden 1990 til 2019 fordelt på HIP vandløbsopland (Henriksen et al., 2020).

Vandføringen bestemmes ud fra en lineær regression mellem middelvandføringen og produktet mellem oplandsarealet og nettonedbøren for hver vandføringsstation fra Figur 3.8. På Figur 3.11 kan det ses at forklaringsgraden er steget fra 0,95 til 0,97, mens at RMSE er faldet fra 735 til 537 i Figur 3.9.

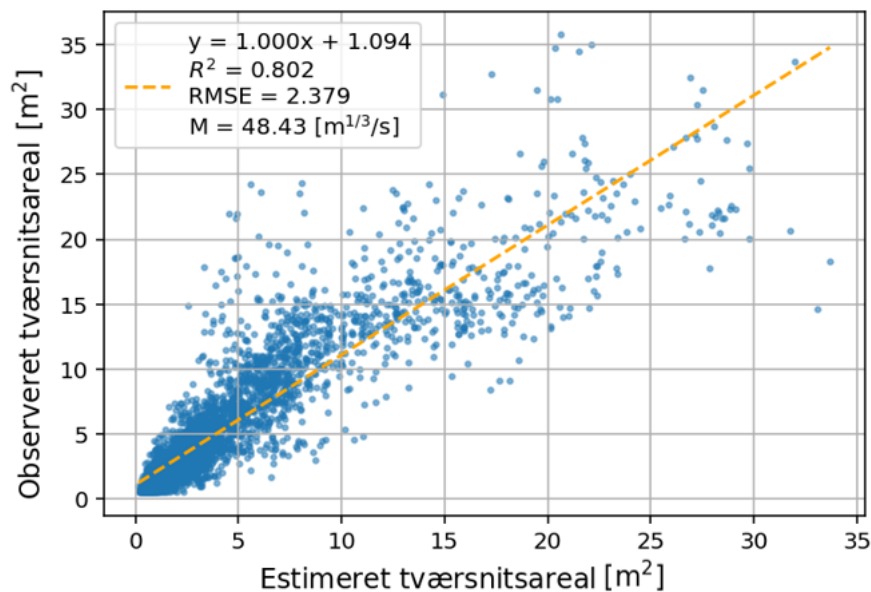


Figur 3.11. Middelvandføring sammenlignet med oplandsarealet ganget med nettobøren.

Vandføringen for alle tværsnit kan nu estimeres ud produktet af dets oplandsareal og nettonedbør. Dette gøres vha. den lineære regressionslinje på Figur 3.11.

3.5 Estimering af tværsnitsarealet med middelvandføringen

Med de beregnede værdier den våde perimeter, vandspejlshældningen og kan Manning-formlen (lign. 3.2) bruges til at estimere tværsnitsarealet. Indledningsvis antages der et konstant Manningtal for alle tværsnit, som gør at der vil være en hældning på den lineære regression på 1. Derved bliver Manningtallet en faktor som ikke vil have indflydelse på forklaringsgraden. I Figur 3.12 kan de observerede gennemstrømmende tværsnitsarealer ses i forhold til de estimerede via ligning 3.2.

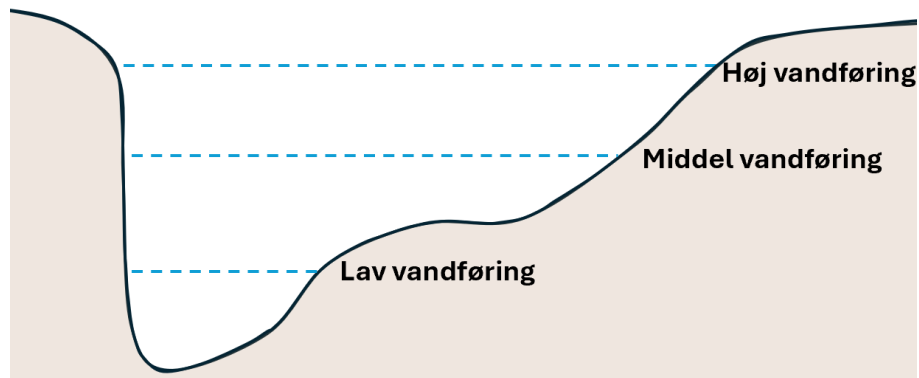


Figur 3.12. Observerede gennemstrømmende tværsnitsarealer sammenlignet med de estimerede via ligning 3.2.

Modellen har en god forklaringsgrad ($R^2 = 0.802$), men viser en tendens til systematisk underestimering af tværsnitsarealer, især i den lavere del af skalaen. Det fremgår af, at regressionslinjen har en skæring på ca. 1.1 meter med y-aksen.

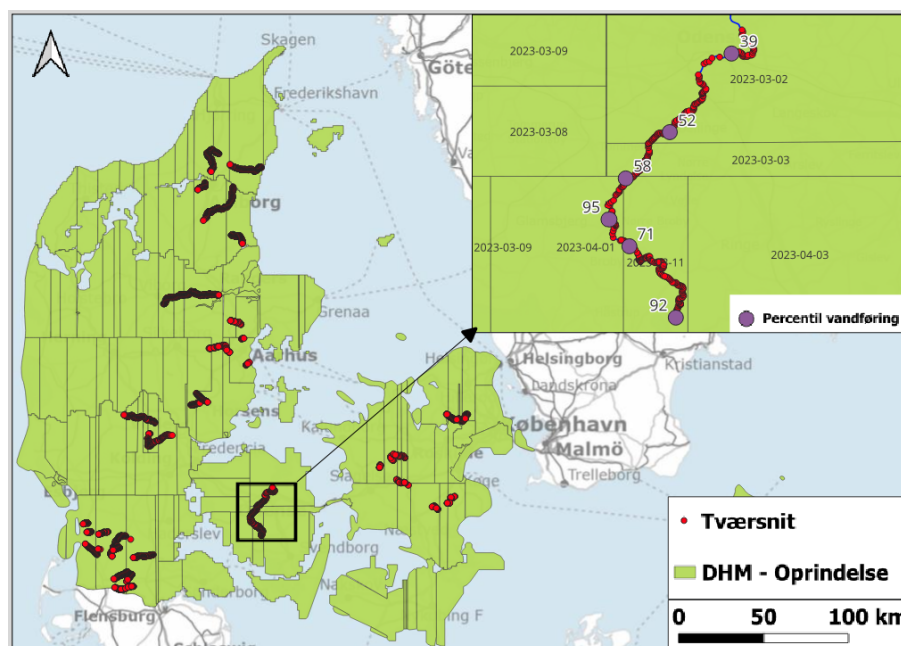
3.6 Differentiering af vandføringshændelse

Vandspejlet som bliver brugt til at udregne tværsnitsarealet, er som tidligere nævnt fastlagt via DHM/terræn modellen. DHM/Terræn opmåles med laserscanninger om foråret før løvspring, hvor Danmark er opdelt i 55 geografiske blokke, hvor der hvert år scannes cirka 11 blokke, så hele landet opdateres over en 5 årig cyklus (Dataforsyningen, 2024a). På Figur 3.14 kan de 55 geografiske blokke ses. Siden at vandstanden i et vandløb er dynamisk, vil vandføringen i det enkelte vandløb kunne variere alt efter hvornår den givne laserscanning er lavet. Dette vil kunne påvirke vandspejlshøjden og dermed størrelsen af tværsnitsarealet. Dette er skitseret i Figur 3.13.



Figur 3.13. Størrelsen af tværsnittet under vandspejlet vil variere afhængigt af, hvilken vandføringshændelse der var gældende på tidspunktet for scanningen.

I indeværende projektperiode spænder den ældste og nyeste ajourføring af DHM/Terræn fra henholdsvis den 28-02-2019 til den 18-04-2023. For at håndtere denne tidsmæssige variation er der for hver flowstation i Figur 3.8 beregnet en 5-95 percentile (Q5–Q95) for vandføringen. Q5 repræsenterer den vandføring, som 5% af alle observerede værdier er mindre end eller lig med, mens Q95 angiver den vandføring, som 95% af observationerne ligger under eller er lig med.

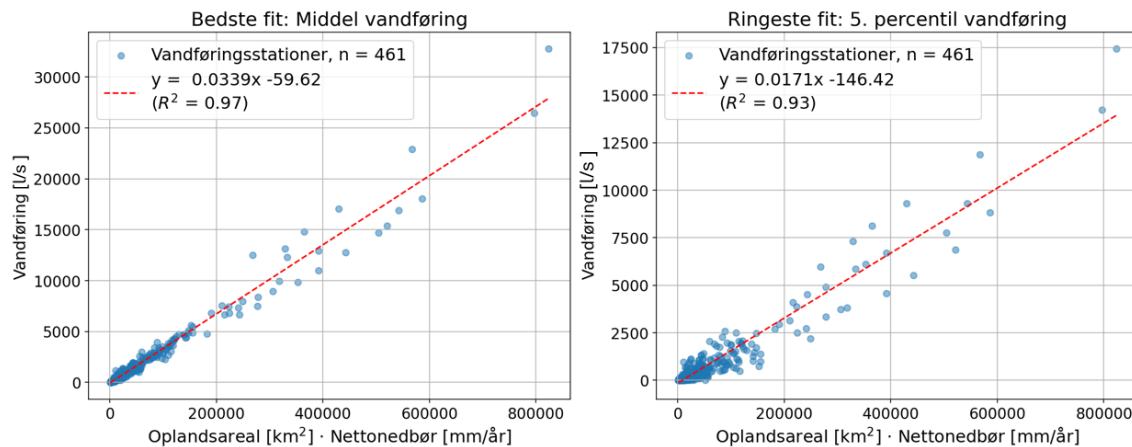


Figur 3.14. Danmarks Højdemodel - Oprindelse (Dataforsyningen, 2024a)

I Figur 3.14 fremgår de 55 geografiske scanningsblokke med de tilhørende tværsnit. Som eksempel ses Odense Å, der krydser igennem fire forskellige geografiske blokke. På strækningen langs Odense Å er der placeret seks vandføringsstationer, som hver især afspejler forskellige vandføringsforhold, afhængigt af tidspunktet for scanningen af den enkelte blok. Eksempelvis fremgår det, at den øvre del af vandløbet havde en stor vandføringshændelse på tidspunktet for indscanningen, mens den nedre del havde en mindre

til moderat vandføring.

For hver vandføringspercentil kan der nu foretages et estimat af vandføringen ved hjælp af en lineær regression, baseret på produktet af oplandsarealet og nettonedbøren. På Figur 3.15 kan den bedste og ringeste forklaringsgrad mellem produktet af oplandsarealet og nettonedbøren og den givne percentil vandføring ses.



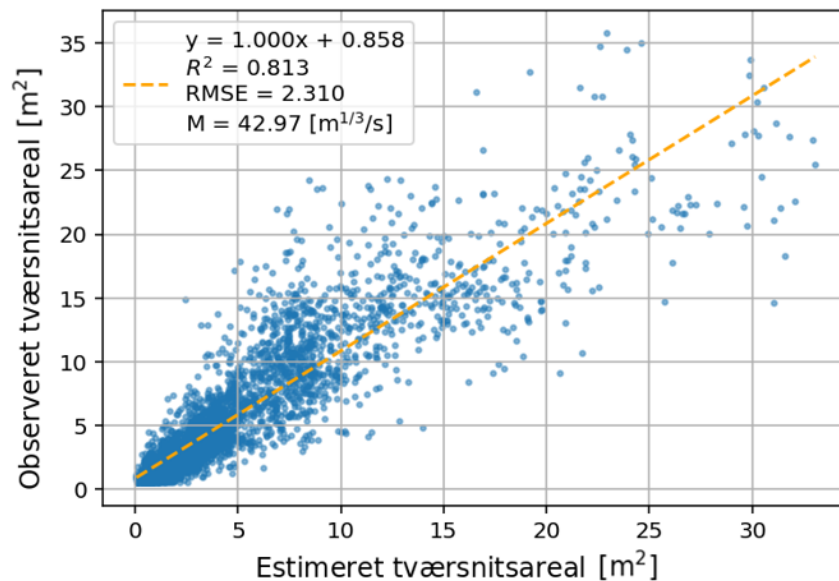
Figur 3.15. Det venstre plot viser sammenhængen mellem middel vandføringen og produktet mellem oplandsstørrelsen og nettonedbøren. Det højre plot viser sammenhængen mellem 5. percentil vandføringen og produktet mellem oplandsstørrelsen og nettobøren.

I bilag A.1 kan regressionsparametrene, skæring og hældning, samt forklaringsgraden ses for hver percentil vandføringen, for sammenhængen mellem produktet af oplandsstørrelsen og nettonedbøren. En vandføring kan derved nu beregnes ud fra det tidspunkt, hvor DHM/Terræn modellen er blevet opmålt. Hvis et tværsnit eksempelvis ligger i et område, hvor DHM/Terræn blev ajourført den 5. marts 2023, og vandløbet på denne dag havde en vandføring svarende til percentilen Q70, anvendes regressionsligningen for Q70 fra bilag A.1 til at beregne vandføringen for det pågældende tværsnit.

De forskellige tværsnit bliver derved tildelt en percentil vandføring alt efter størrelsen på vandføringshændelsen der har været til den givne dato DHM/Terræn er blevet opmålt.

3.7 Estimering af tværsnitsarealet med differentierede vandføringer

Med de opdaterede vandføringer kan tværsnitsarealet igen estimeres, hvortil der stadig er et ens fastsat Manningtal for alle tværsnit. Det estimerede tværsnitsareal sammenlignet med det beregnede kan ses i Figur 3.16.



Figur 3.16. Observerede gennemstrømmende tværsnitsarealer sammenlignet med de estimerede via ligning 3.2 hvortil vandføringen er differentieret på baggrund af vandførings hændelsen der har været til den givne dato, DHM/Terræn er blevet opmålt.

Som det fremgår, er forklaringsgraden steget fra 0,802 til 0,813, samtidig med at RMSE er faldet fra 2,379 til 2,310. Derudover ses en mindre underestimering, idet skæringen med y-aksen er reduceret fra ca. 1,1 meter til 0,86 meter. Der er dog fortsat en generel tendens til underestimering af tværsnitsarealerne.

3.8 Estimering af Manningtallet

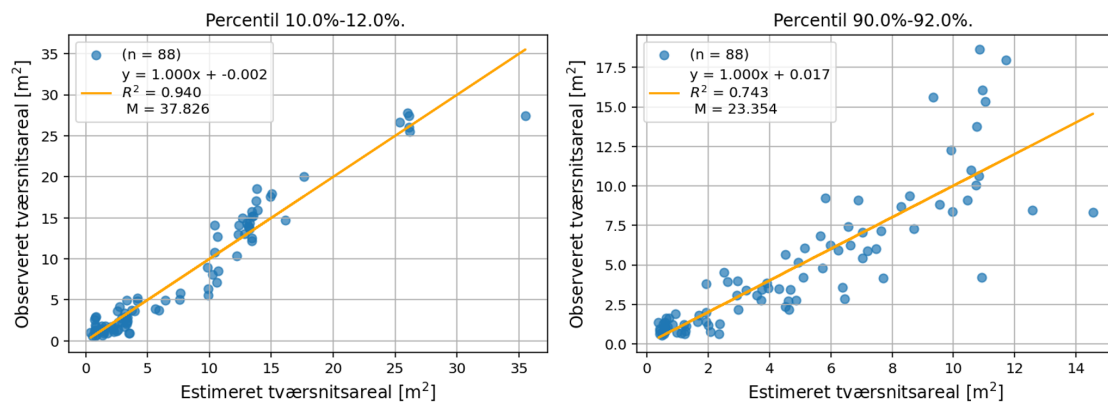
For yderligere at forbedre forklaringsgraden ønskes det at tilegne hvert tværsnit et individuelt Manningtal. I følge Larsen (2017) er Manningtallet kun afhængigt af ruheden (den hydrauliske modstand) af det bundmateriale som vandløbet består af, og derfor antages Manningtallet i et vandløb ikke at være afhængig af vanddybden eller af vandføringen. Et groft bundsubstrat vil introducere en større hydraulisk modstand i vandløbet, end fint bundsubstrat, da grovt substrat har større ruhed Larsen (2017). Som en proxy for bundmaterialets ruhed kan vandspejlshældningen benyttes. Vandspejlshældningen bestemmer hvor meget energi, der kan overføres til vandet og er dermed afgørende for vandløbets strømningsenergi og mulighed for at flytte og transportere sediment. Derved vil vandløb med høj hældning typisk have groft bundsubstrat, hvor vandløb med lavere hældning ofte vil have relativt fint bundsubstrat (Friberg et al., 2013).

En tidligere undersøgelse af Manningtallet har også påvist en sammenhæng mellem vandløbsbredden og Manningtallet. Resultaterne viste, at vandløb med små bredder havde et lavere Manningtal, hvilket indikerer en større hydraulisk modstand. Omvendt havde vandløb med større bredder et højere Manningtal og dermed en lavere hydraulisk modstand (Ovesen et al., 2015).

Ud fra ovenstående, undersøges Manningtallet ud fra vandspejlshældningen og

vandløbsbredden.

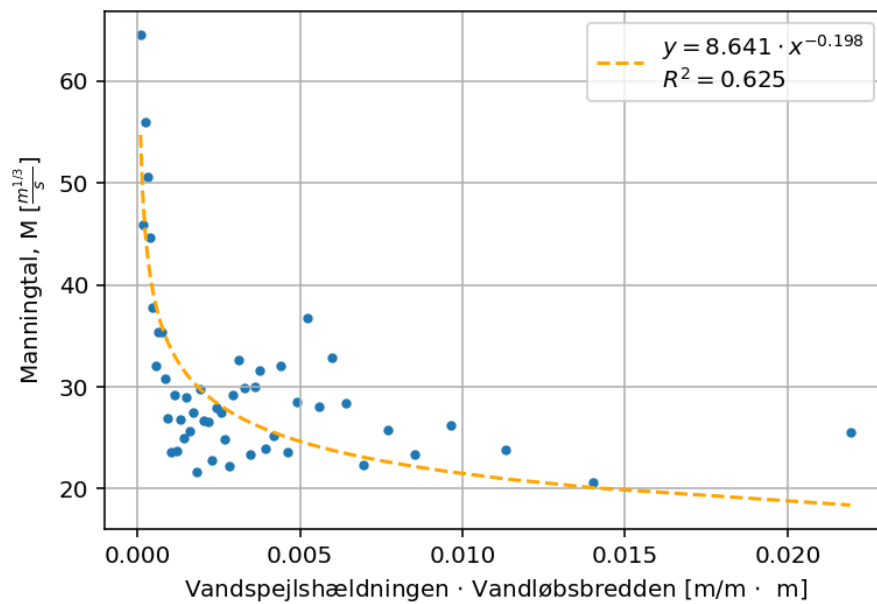
Datasættet opdeles herved i 50 grupper baseret på produktet af vandspejlshældningen og vandløbsbredden. Tværsnitsprofilerne med de 2% laveste værdier af dette produkt samles i én gruppe, mens værdierne mellem 2-4 % placeres i en anden gruppe osv. For hver gruppe udføres en lineær regression hvor der bestemmes et Manningtal for den enkelte gruppe, således at hældningen af den lineære regression bliver 1. På Figur 3.17 kan et eksempel på den lineære regression ses for gruppe 10-12 % og 90-92 %.



Figur 3.17. Opdeling af tværnittene baseret på deres produkt af vandspejlshældningen og vandløbsbredden hvortil et individuelt Manningtal udregnes for hver gruppe.

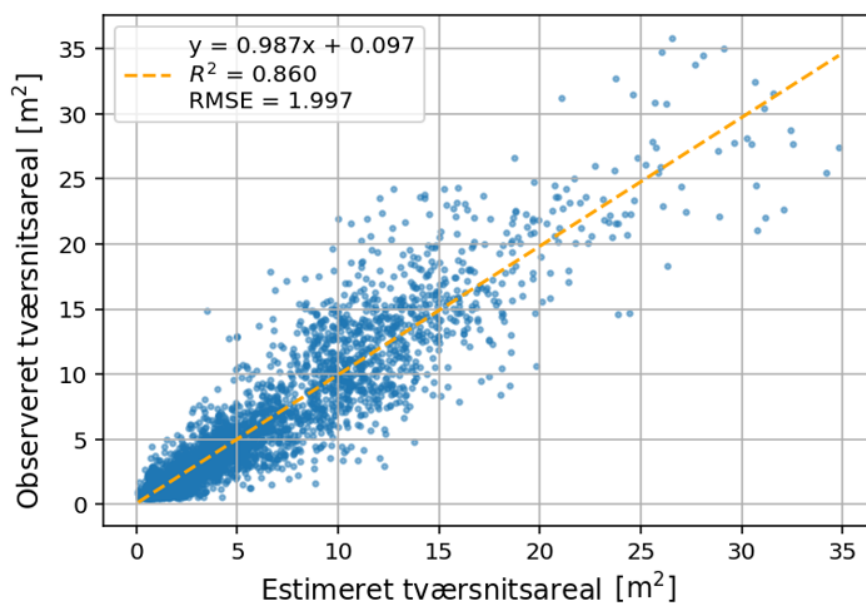
Figur 3.17 viser, at der er en god sammenhæng mellem observerede og estimerede tværsnitsarealer i de forskellige hældning bredde grupper med differentierede Manningtal. Generelt observeres en høj forklaringsgrad ved anvendelse af differentierede Manningtal, hvor kun fire grupper har en R^2 værdi under 0,7, den laveste værdi værende 0,55. Medianen af forklaringsgrad på tværs af alle grupper er 0.85.

Ud fra middelværdien af produktet mellem vandspejlshældningen og vandløbsbredden for hver gruppe laves en sammenligning med det estimerede Manningtal. På Figur 3.18 vises denne sammenligning, hvor produktet af vandspejlshældningen og vandløbsbredden er plottet mod Manningtallet for hver gruppe. En potensfunktion er benyttet for at beskrive sammenhængen, da den gav det bedste fit.



Figur 3.18. Sammenligning mellem estimeret Manningtal og middel produktet af vandspejlshældningen og vandløbsbredden for hver gruppe.

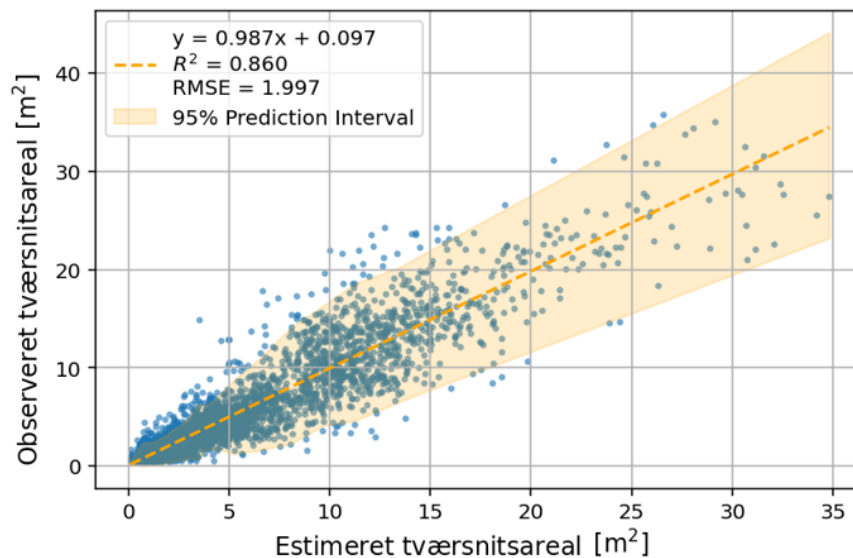
Ud fra potensfunktionen som er vist i Figur 3.18 kan et individuelt Manningtal estimeres til hvert enkelt tværsnitsprofil. Det nye estimat af tværsnitsarealet kan ses i Figur 3.19.



Figur 3.19. Observerede tværsnitsarealer sammenlignet med estimerede via Manningformlen (lign. 3.2), med et differentieret Manningtallet .

Med de nye Manningtal baseret på vandspejlshældningen og vandløbsbredden kan det ses af forklaringsgraden er steget fra 0,813 til 0,860 samt at RMSE er faldet fra 2.310 til 1.997. Desuden er skæringen med y-aksen faldet til 0.097, hvilket vidner om en ubetydelig underestimering af arealet.

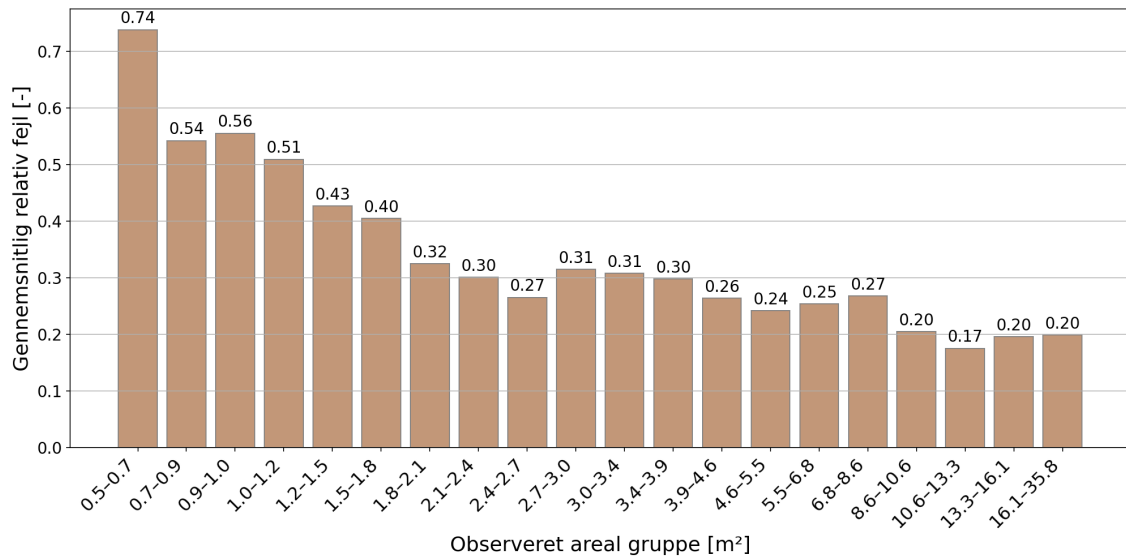
For at kvantificere modellens præcision opdeles datasættet i 20 lige store grupper baseret på det observerede tværsnitsareal. For hver gruppe beregnes et 95% prædiktionsinterval. Dette interval angiver, at hvis modellen fra Figur 3.20 anvendes til at estimere et tværsnitsareal, kan man med 95% sikkerhed forvente, at det tilsvarende observerede areal vil ligge inden for dette interval. Som det kan ses på Figur 3.20 bliver prædiktionsintervallet større som modellen også estimerer større tværsnitsarealer. Dette er dog forventeligt, da større vandløb generelt vil være forbundet med en større absolut usikkerhed sammenlignet med mindre vandløb. Samtidig er der kun i begrænset omfang observeret tværsnit med et areal over 15 m², hvilket kan påvirke modellens præcision i dette område.



Figur 3.20. 95% prædiktionsinterval for det estimeret tværsnitsareal via Manningformlen. Prædiktionsintervallet er lavet for 20 lige store grupper baseret på det observeret tværsnitsareal.

Det er dog vigtigt at bemærke, at det ikke kun er størrelsen af det absolutte prædiktionsinterval, der siger noget om modellens præcision, også den relative fejl spiller en væsentlig rolle.

For hver gruppe beregnes den relative fejl mellem det observerede og det estimerede tværsnitsareal. Figur 3.21 viser middelværdien af den relative fejl for hver gruppe. Det fremgår heraf, at modellen generelt har større relativ fejl ved estimering af tværsnitsarealet i mindre vandløb sammenlignet med større vandløb.



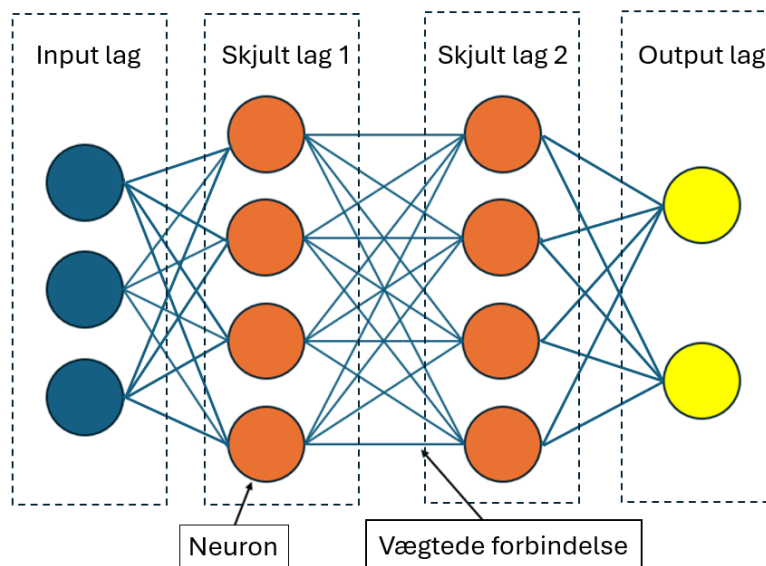
Figur 3.21. Den relative fejl mellem det observerede tværsnitsareal og det estimeret tværsnitsareal indenfor 20 grupper baseret på størrelsen af det observerede tværsnitsareal.

Da beregningen af tværsnitsarealet for små vandløb viser en væsentligt større fejl, op til 74% sammenlignet med ned til 20% for de større vandløb, findes der et forbedringspotential for især de små vandløb.

Modellering af tværsnitsarealet - Neuralt netværk 4

For at undersøge, om der er et forbedringspotentiale i estimeringen af tværsnitsarealerne, anvendes en neuralt netværksmodel, der er i stand til at identificere komplekse og ikke lineære sammenhænge. Et neuralt netværk er en machine learning model inspireret af den måde, den menneskelige hjerne fungerer på. Hjernens neuroner modtager signaler fra dendritter som input og videresender et signal som output ud af axon til nye neuroner (Xichuan Zhou and Liu, 2022).

Neuralt netværk består af lag af neuroner der er forbundet med vægte. Disse lag inkluderer et inputlag, et eller flere skjulte lag og et outputlag. Neuronerne beregner output ved at anvende vægte, bias og aktiveringsfunktioner på inputdataene. Gennem en træningsproces justeres vægtene for at minimere fejl og forbedre modellens præcision (Xichuan Zhou and Liu, 2022). Valget af neuralt netværk er afhængig af, hvad netværket skal bruges til. For begge netværket der bruges til at estimere et areal og dybdefordeling, vælges et Feed Forward Neural Network. Dette type netværk er god til at finde ikke-lineære sammenhænge i data der ikke er sekventielle, tidsafhængige og rumlige, som en tidsserier eller billeder. Et Feed Forward Neural Network er samtidig et simpelt netværk der er hurtigt at træne (Xichuan Zhou and Liu, 2022). Et feedforward neuralt netværk, som kan ses i Figur 4.1, er en simpel type neuralt netværk, hvor data kun bevæger sig en vej. Data bevæger sig fra inputlag gennem de skjulte lag og til output lag, uden feedback eller loops.



Figur 4.1. Konceptuel figur af et feedforward netværk med tre input, to skjulte lag med fire neuroner i hvert skjult lag samt to output.

Feedforward neurale netværk tager data fra input laget og transformere data mellem hvert lag, afhængig af vægtning, bias og transfer funktion. Fra det sidste gemte lag til outputtet skales data til at passe det ønskede output format med en lineær transferfunktion. Et feedforward neuralt netværk justerer vægtene og bias baseret på fejl i output. Vægte og bias justeres til den mindste fejl er opnået i output resultatet.

Vægtene repræsenterer styrken af forbindelsen mellem to neuroner. Når et input sendes gennem et neuralt netværk, multipliceres det med en vægt, som bestemmer, hvor meget det pågældende input skal bidrage til neuronens output. Vægtene er de primære parametre, som netværket justerer under træning for at minimere fejl og forbedre præcisionen. Bias fungerer som en forskydning, der tillader modellen at skifte aktiveringsniveauet op eller ned uafhængigt af inputværdien. Den tilføjes til vægtet input før aktiveringsfunktionen anvendes. Aktiveringsfunktionen afgør, om et neuron aktiveres og bestemmer det endelige output for en given inputkombination. Funktionen introducerer ikke-linearitet i modellen, hvilket er afgørende for, at neurale netværk kan lære og repræsentere komplekse, ikke-lineære sammenhænge i data. Uden aktiveringsfunktioner ville hele netværket blot være en sammensætning af lineære operationer og dermed ikke i stand til at modellere komplekse forhold. Aktiveringsfunktioner anvendes efter beregningen af den vægtede sum og bias (Geeks for Geeks, 2024).

4.1 Input parametre til neuralt netværk

Til det neurale netværk anvendes de samme inputparametre som i afsnit 3, dog med den forskel, at selve vandføringen ikke indgår direkte. I stedet anvendes vandføringspercentilen, nettonedbøren og oplandets areal, tre faktorer, der samlet set bestemmer vandføringen. Disse parametre benyttes i deres rå form, da det neurale netværk potentielt kan identificere komplekse sammenhænge, som ikke nødvendigvis fremgår af de lineære sammenhænge beskrevet i afsnit 3. Derudover inkluderes også et mål for vandløbets krumning samt

landskabstypen som yderligere forklarende variable. Alle parametre brugt i det neurale netværk kan ses i tabel 4.1. I bilag B.1 kan fordelingen af de respektive input parameter ses.

Tabel 4.1. Inputparametre anvendt i det neurale netværk

Parameter
Oplandsstørrelse (km ²)
Vandløbsbredden (m)
Vandspejlshældning (m/m)
Nettonedbør (mm/år)
Percentil af vandføring
Krumningen (°)
Landskabstype

4.1.1 Krumning og landskabstype

Vandløbets krumning

De ovenstående parametre der indgår i Manningformlen er ikke nødvendigvis de eneste som har indflydelse på størrelsen af tværsnitsarealet. I Manningformlen er blandt andet energitab i form af enkelttab ikke inkluderet. Enkelttab sker hvor vandløbet ændrer tværsnitstørrelse eller ved retningsskift. Ved et enkelttab vil strømmen i vandløbet blive bremset, som derved vil forøge vanddybden og derved forøge tværsnitsarealet (Brorsen and Larsen, 2009).

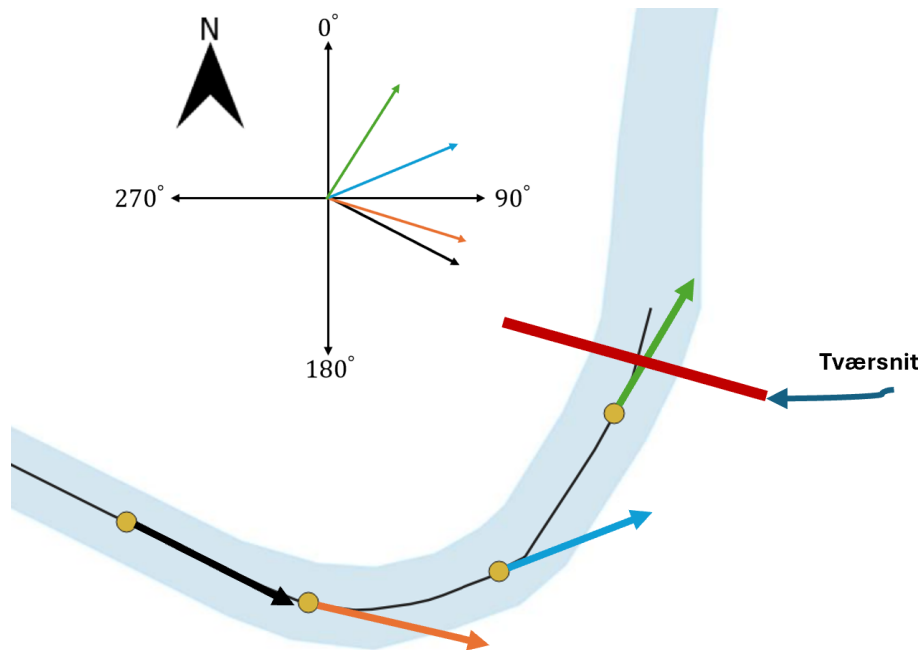
For at beskrive dette retningsskift vil vandløbets krumning opstrøms hvert tværsnit undersøges ud fra ændring i azimuth vinkel.

Azimuth vinklen i et punkt defineres som vinklen mellem strømretnings orientering og nord. En azimuth på 0° betyder, at strømmen bevæger sig direkte mod nord, 90° mod øst, 180° mod syd og 270° mod vest. For hvert tværsnit er der udregnet en krumningsværdi ved at summere ændringen i azimuthvinklen langs 20 punkter, som ligger med 5 meters mellemrum opstrøms tværsnittet. Dette er gjort jf. ligning 4.1. En ændring fra 355° til 10° vil desuden svare til en ændring på 15°. For at håndtere negative værdier tages den absolutte værdi af den summeret vinkelændring. Den summerede vinkelændring opstrøms hvert tværsnit vil fremover blive nævnt som ”krumningen”.

$$\sum \Delta\theta = \sqrt{\sum_{i=0}^{20} (\theta_{i+1} - \theta_i)^2} \quad (4.1)$$

Det skal bemærkes, at hvis strømningsretningen skifter (ændrer hoved retning), stoppes opsummeringen ved det punkt, hvor skiftet sker. Dette er gjort for at undgå en overestimering af krumningen i områder med flere sving inden for de 20 punkter opstrøms tværsnittet.

Figur 4.2 viser fremgangsmåden til beregning af krumningen for et tværsnit. For overskuelighedens skyld er figuren simplificeret med kun fire punkter i stedet for 20.

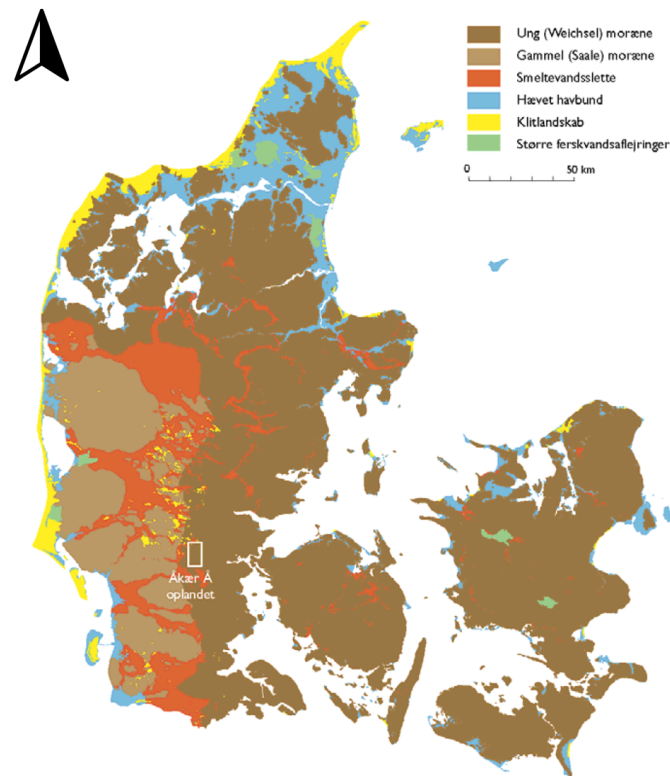


$$\sum \Delta\theta = \sqrt{(130^\circ - 105^\circ)^2 + (105^\circ - 65^\circ)^2 + (65^\circ - 30^\circ)^2} = 100^\circ$$

Figur 4.2. Visualisering af metode for udregning af den summeret azimuthændring. De farvede pile viser strømningsretningens orientering, og har derved forskellige vinkler

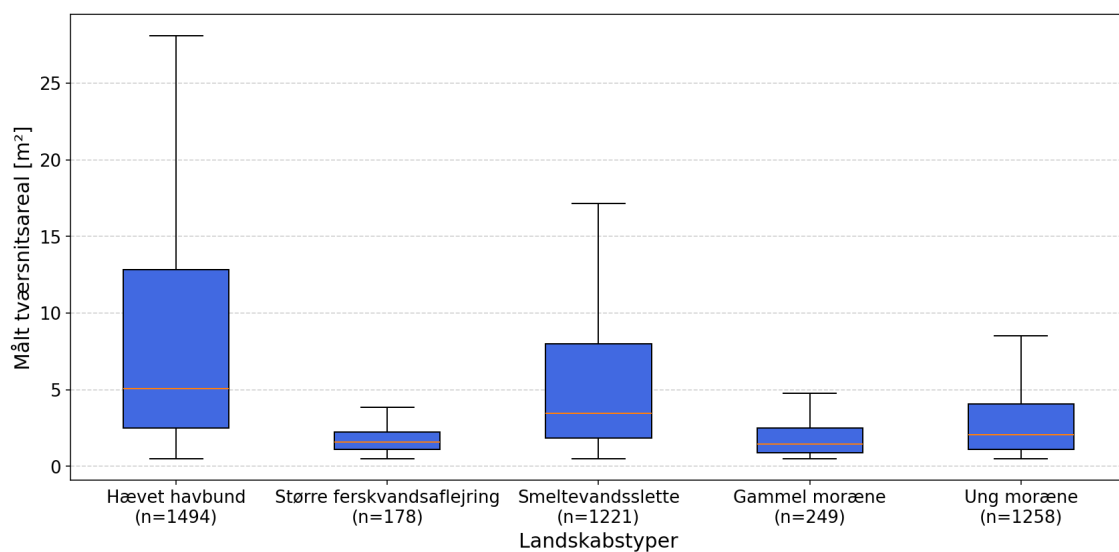
Landskabstype

Landskabstype bruges som en parameter i det neurale netværk. Tværsnittene tildeles hver en landskabstype baseret på kortet i Figur 4.3. Her viser der en farvekodet inddeling af forskellige landskabstyper. Disse er medtaget i det neurale netværk, da geologien i et vandløbsopland, påvirker afstrømningen til et vandløb og dermed forventes at påvirke tværsnitsarealerne (Hinsby and Dahl, 2010).



Figur 4.3. Landskabstypers fordeling i Danmark (Hinsby and Dahl, 2010).

Da landskabstyperne ikke er en numerisk værdi, men derimod en differentiering mellem seks typer, medtages de som input via 'One hot' encoding. Det betyder, at hvert tværsnit får et 1 tal for den landskabstype, der er relevant, og 0 for alle de andre typer. I datasættet er der ingen tværsnit med kategorien "klitlandskab". På figuren nedenfor kan Box plots af arealet for landskabstyperne ses.

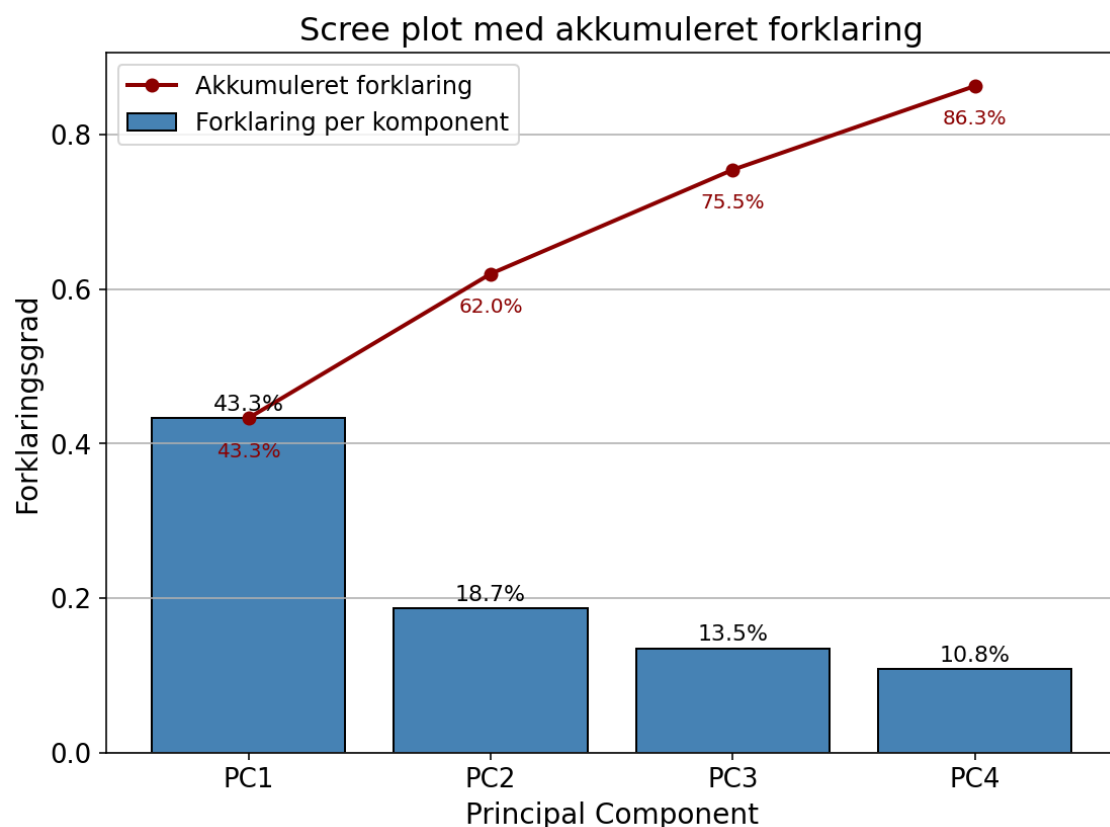


Figur 4.4. Box plots over fordelingen af arealstørrelserne for hver landskabstype.

Det fremgår, at fordelingen af tværsnitsarealer varierer mellem de forskellige landskabstyper. Eksempelvis har landskaber med gammel moræne generelt ikke tværsnit af samme størrelse som dem, der findes i hævet havbund. På trods af disse forskelle inkluderes landskabstype alligevel som en variabel, da et neuralt netværk potentielt kan identificere mønstre og sammenhænge, som ikke er umiddelbart synlige eller nødvendigvis lineære.

4.2 PCA af inputparametre

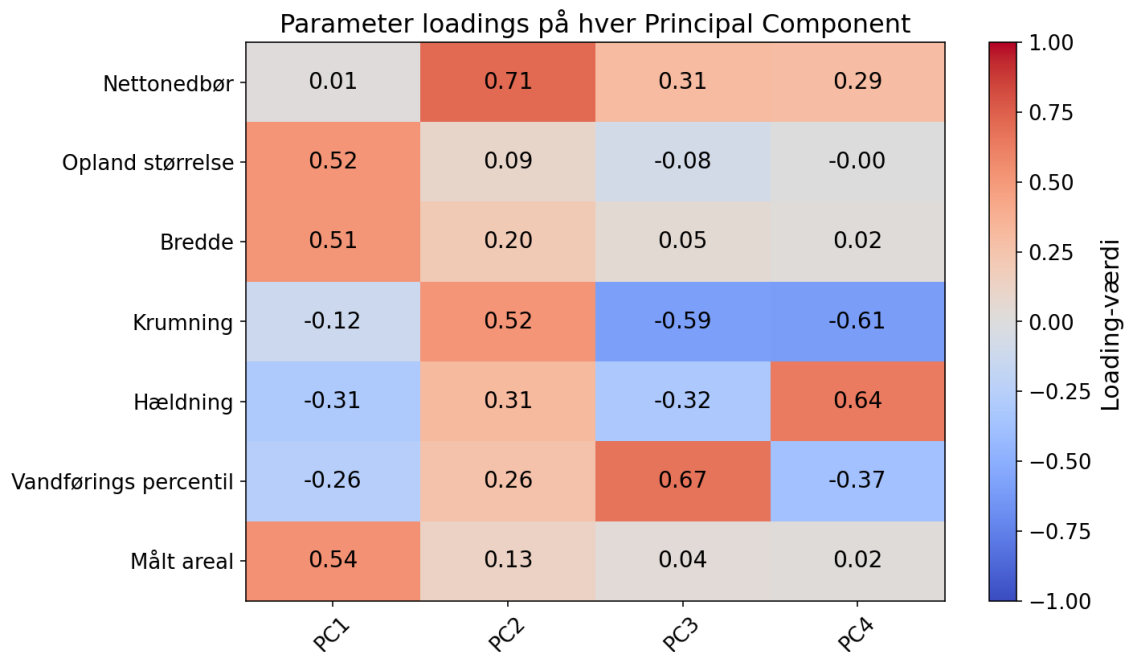
Principal Component Analysis (PCA) er et effektivt værktøj til at analysere komplekse og flere dimensionelle datasæt (Bro and Smilde, 2014). PCA reducerer antallet af variable ved at kombinere dem til nye, ukorrelerede hovedkomponenter, som bevarer den væsentligste variation i data. Dette gør at store komplekse datasæt kan reduceres til færre dimensioner. I dette afsnit anvendes PCA til at skabe overblik over input parametrene mønstre og sammenhænge mellem hinanden og det målte tværsnitsareal. Dette giver et overblik for parameterrelationer, før de inddrages i et mere komplekst neuralt netværk. I PCA analysen er der ikke inddraget landskabstypen, da den er kategorisk opdelt i 5 typer og ikke er numerisk. Altså vil PCA analysen bestå af 6 inputparametre. Disse bliver i analysen reduceret til 4 principal components som fanger 86.3% af den samlede varians i datasættet. Dette kan ses på Figur 4.5.



Figur 4.5. Scree plot for PCA. Figuren viser forklaringsgraden for hver komponent samt den akkumulerede forklaringsgrad for de fire komponenter.

For at få et bedre indblik i, hvilke parametre der bidrager til de enkelte principal components,

vises nedenfor et heatmap over loading værdier i Figur 4.6. Hvis en parameters loading er tæt på ± 1 i en komponent, betyder det, at netop den parameter forklarer en stor del af variationen for den pågældende komponent. Heatmappet giver dermed et overblik over, hvilke parametre der er indbyrdes korrelerede, og hvilke komponenter der bedst beskriver variationen i de enkelte parametre.



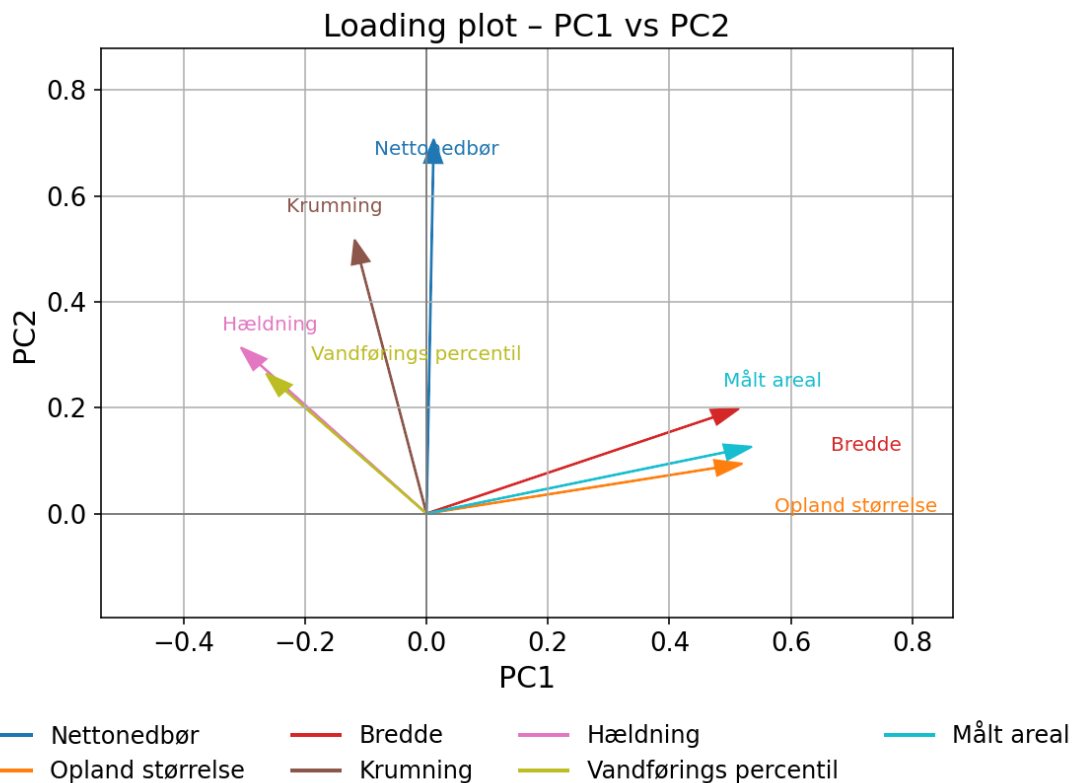
Figur 4.6. Heatmap over loading værdier for hver parameter på fire komponenter. Loading værdier viser, hvor meget hver parameter bidrager til de enkelte komponenter.

På Figur 4.6 fremgår det, at variationen i det målte tværsnitsareal primært forklares af PC1, mens PC2 i begrænset grad bidrager til at beskrive arealets variation. PC3 og PC4 bidrager ikke til at beskrive arealets varians. Det betyder, at parametre med høje loading værdier i PC1 kan tolkes som værende korreleret med tværsnitsarealets størrelse. Det ses tydeligt, at både oplandsstørrelse og bredde har høje positive loadings i PC1 og dermed har en positiv sammenhæng med arealet. Det skal dog nævnes at PC1 forklarer 43.3% af den samlede varians. Se Figur 4.5.

Det ses at nettonedbør (loading = 0.01) og krumning (loading = 0.12) har meget lave værdier i PC1, hvilket indikerer, at deres variation ikke forklares af den samme struktur som arealet, og at der dermed ikke er nogen tydelig korrelation. Hældning og vandføringspercentil har svagt negative loadings i PC1, hvilket kan antyde en svag negativ sammenhæng med tværsnitsarealet inden for denne komponent.

På Figur 4.7 ses et loading plot for PC1 og PC2, som tilsammen forklarer 62% af variationen i datasættet (jf. scree plot, Figur 4.5). Plottet viser, hvordan de oprindelige parametre bidrager til de to første principal components, og hvordan de indbyrdes relaterer. Vinklen mellem to pile afspejler graden af korrelation: En lille vinkel (nær 0°) indikerer positiv korrelation, en vinkel tæt på 180° indikerer negativ korrelation, mens en vinkel omkring 90° viser, at der ikke er nogen tydelig korrelation. Pilenes længde i en given retning viser,

hvor stor en del af parameterens variation der forklares af den pågældende komponent.



Figur 4.7. Loading plot for PC1 og PC2, der viser hvordan parametrene bidrager til de to første principal components og deres indbyrdes korrelationer.

Af figuren fremgår det, at det målte areal er stærkt positivt korreleret med både bredde og oplandsstørrelse, idet disse parametre har høje og ensrettede loadings i loadingplottet. Parametre som nettonedbør, krumning, vandføringspercentil og hældning er derimod svagere repræsenteret og udviser ikke nogen tydelig korrelation med arealet inden for plottet.

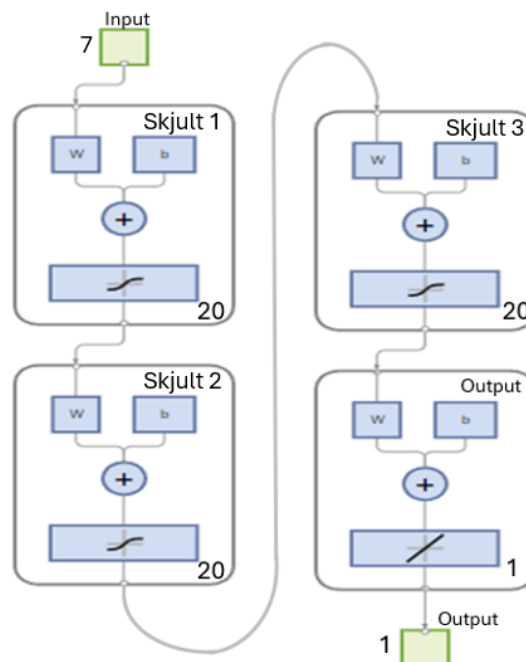
Ved at inddrage PC2, i stedet for udelukkende at fokusere på PC1, ses det, at vinklen mellem areal og hældning og vandføringspercentil nærmer sig 90° , hvilket indikerer en lavere grad af korrelation. Det antyder, at den negative korrelation, som kunne tolkes ud fra PC1 alene, ikke nødvendigvis er til stede når PC2 inddrages og mere varians kan forklares.

Det er dog vigtigt at bemærke, at PCA kun beskriver variation baseret på lineære kombinationer, og at det derfor ikke nødvendigvis fanger komplekse eller ikke lineære relationer mellem parametrene og arealet (Bro and Smilde, 2014). Af den grund inkluderes også parametre, der ikke viser tydelige lineære relationer til arealet, i et neuralt netværk, som har potentiale til at opfange sådanne ikke lineære mønstre. Heriblandt krumningen og landskabstypen.

4.3 Opsætning af netværk

For at optimere det neurale netværk findes den bedste sammensætning af skjulte lag og antal neuroner til netværket. Netværket er testet med 2-8 skjulte lag og 4, 8, 16, 20 og 24 neuroner. Den bedste kombination af skjulte lag og neuroner blev fundet til at være et neuralt netværk med 3 skjulte lag og 20 neuroner i hvert skjult lag. Det anvendte neurale netværk kan ses på Figur 4.8.

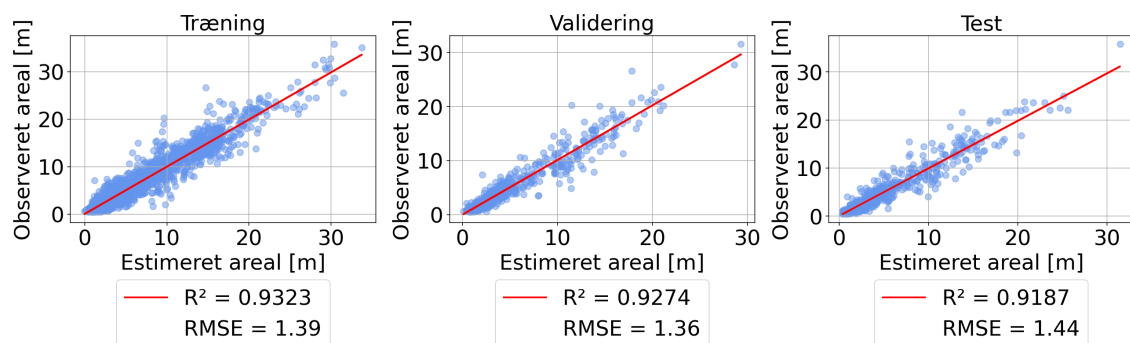
Det neurale netværk blev trænet på 4400 tværsnit som opdeles i 70 % til træning, 15 % til validering og 15 % til test af den færdige model.



Figur 4.8. Neuralt netværk med 3 skjulte lag og 20 neuroner i hvert gemt lag.

4.4 Estimering af tværsnitsareal med neuralt netværk

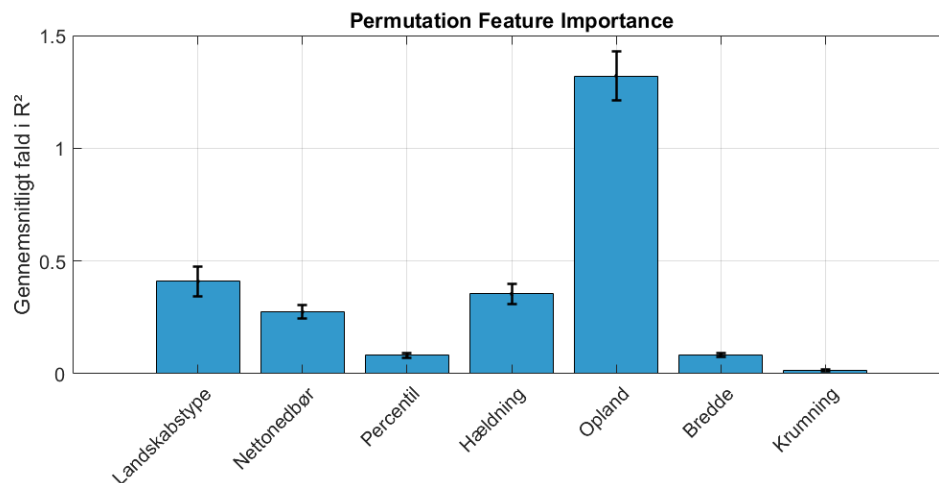
Ud fra de 7 input parametre og den opsatte feed forward neurale netværk er arealet estimeret. På Figur ses 4.9 ses resultatet af træning, validering og test.



Figur 4.9. Observeret tværsnitsarealer sammenlignet med estimeret tværsnitsarealer fra det neurale netværk for træning-, validering- og testdatasættene.

Forklaringsgraden kan ses for henholdsvis træningen, valideringen og testen. En indikation for at modellen fungerer godt er at forklaringsgraden for testen ligger mellem forklaringsgraden for henholdsvis træningen og valideringen. Det ses at forklaringsgraden for testen er på 0.92, som er sammenlignelig med forklaringsgraden for træningen og valideringen. Desuden er RMSE værdien også sammenlignelig for træningen, valideringen og testen. Sammenlignes forklaringsgraden og RMSE med resultaterne i Figur 3.19 ses der en forbedring i RMSE fra 1.997 til 1.44 og forklaringsgrad fra 0.86 til 0.92.

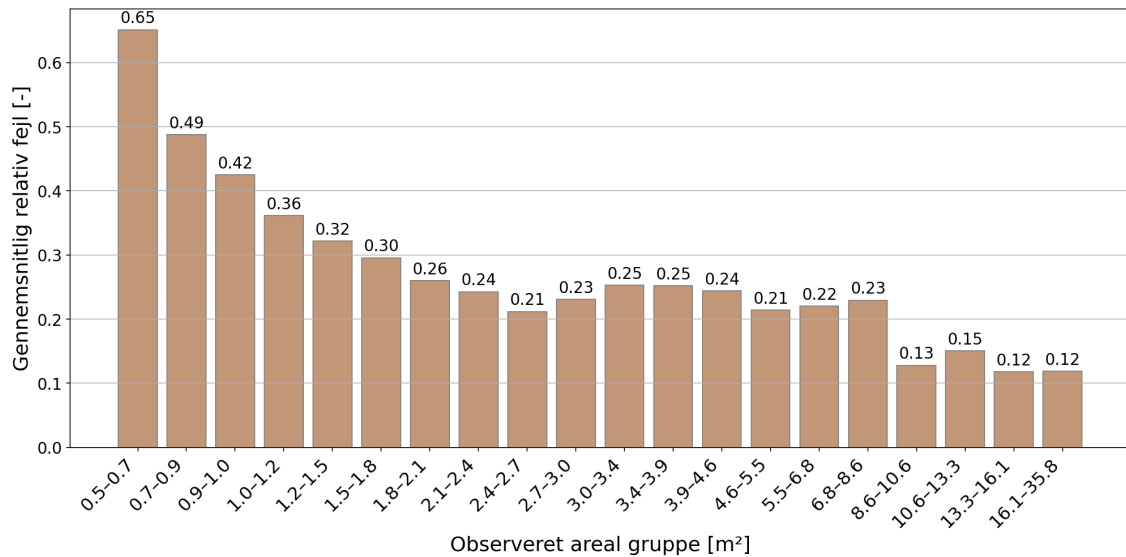
For at analysere hvilke inputparametre der har størst indflydelse på modellens forudsigelser, er der benyttet Permutation Feature Importance (PFI), som metode hertil. PFI fungerer ved systematisk at permutere (tilfældig ombytte) værdierne i en inputvariabel ad gangen, hvorefter modellen evalueres på det modificerede datasæt. Hvis denne ombytning af en given parameter fører til en markant forringelse af modelpræstationen, antages denne parameter at være vigtig for modellens prædiktive evne. Metoden har den fordel, at den er uafhængigt af den specifikke model og kan anvendes direkte på komplekse modeller såsom neurale netværk Molnar (2019).



Figur 4.10. Gennemsnitlig R^2 fald ved 100 permutationer af parametrene brugt i det neurale netværk. Klammerne viser 1 standard afvigelse for faldet i R^2 inden for hver parameter.

På Figur 4.10 ses det gennemsnitlige fald i R^2 ved 100 gentagelser af PFI for hver inputparameter. Der sker et stort fald i R^2 værdier for opland. Dette indikerer at denne parameter har den største indvirkning på tværsnitsarealet. Ved PFI for krumning ses der minimal fald i R^2 . Altså har denne parameter minimal betydning for tværsnitsarealet.

For at kunne sammenholde det neurale netværks estimering af tværsnitsareal med Manningformlen er der ligeledes udregnet en gennemsnitlige relative fejl. Den gennemsnitlige relative fejl for estimering af tværsnitsarealet for det neurale netværk i forhold til observeret arealer er vist i Figur 4.11.



Figur 4.11. Den relative fejl mellem det observerede tværsnitsareal og det estimeret tværsnitsareal inddelt i 20 grupper baseret på størrelsen af observerede tværsnitsareal.

Når dette resultatet sammenlignes med Figur 3.21, ses en generel forbedring i de relative fejl for alle arealgrupper ved anvendelse af det neurale netværk sammenlignet med modellen baseret på Manningformlen.

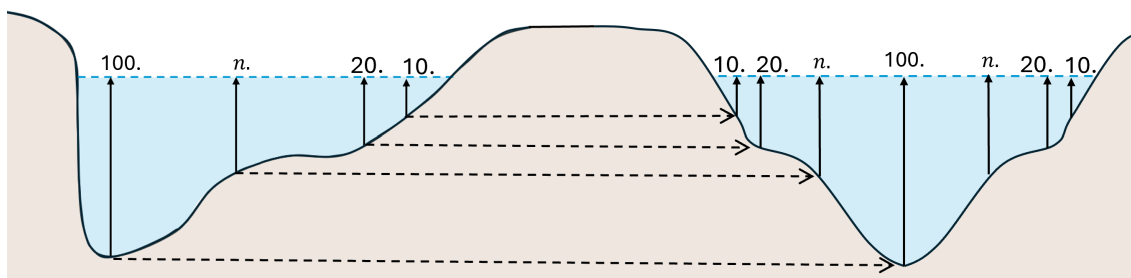
Modellering af tværsnitsudformningen - Neuralt netværk

5

I de foregående afsnit 3 og 4 blev tværsnitsarealet estimeret. En habitatmodel afhænger imidlertid ikke udelukkende af tværsnitsarealets størrelse, men også af hvordan dybden fordeles sig inden for selve tværsnittet. Antagelser om en simpel geometrisk form for det modellerede areal kan derfor være utilstrækkelige ved habitatmodellering. En mere detaljeret vurdering af dybdefordelingen kan derfor sikre, at det modellerede tværsnit bliver mere realistisk og anvendeligt i en habitatmodellerings sammenhæng.

Dette afsnit har derfor til formål at udvikle en model, der kan forudsige dybdefordelingen i et tværsnit. Figur 5.1 illustrerer princippet for tolkningen af dybdefordelingen i et tværsnit. Dybderne i tværsnittet rangeres efter størrelse, hvor værdier som 10, 20, 30 procent og op til maksimal dybde benyttes til at skabe en kumulativ fordelingsfunktion. Denne kumulative fordelingsfunktion fordeles herefter over halvdelen af tværsnittets bredde og spejlvendes, hvilket giver tværsnittet en symmetrisk form.

Det modellerede tværsnit bliver således ikke en direkte afspejling af det reelle tværsnits geometriske form, men snarere en repræsentation af dybdefordelingen i det reelle tværsnit.



Figur 5.1. Principskitse af et tværsnit med forskellige dybde percentiler. Det ønskes i det neurale netværk at modellere 10 dybder, fra 10'ende procent mindste til maks. dybden.

5.1 PCA af inputparametre

For at undersøge sammenhængene mellem inputparametre og målparametre er der udført en PCA, med samme metode som beskrevet i afsnit 4.2. I modsætning til det tidligere afsnit er to nye inputparametre blevet anvendt: *vandføring* og *estimeret areal*. Det estimeret areal er resultatet fra 4. *vandføringspercentil* og *nettonedbør* er i denne model ikke inkluderet. En oversigt over de anvendte inputparametre fremgår i tabel 5.1. I bilag B.1 kan fordelingen af de respektive input parameter ses.

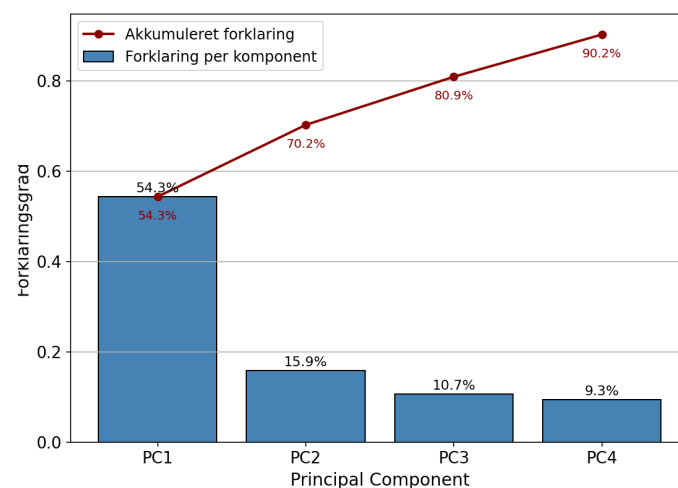
Tabel 5.1. Oversigt over inputparametre anvendt i PCA for model 2**Inputparametre**

Estimeret vandføring (m³/s)
 Estimeret tværsnitsareal (m²)
 Oplandsstørrelse (km²)
 Vandløbsbredde (m)
 Krumning (°)
 Vandspejlshældning (m/m)
 Landskabstype (se afsnit 4.1.1)

I denne analyse er målsparametrene ikke et areal, men derimod tværsnittets dybdefordeling, udtrykt gennem 10 percentiler som beskrevet i afsnit 5. For at forenkle præsentationen af resultaterne i PCA, fokuseres der kun på to målsparametre: *den maksimale dybde* samt en beregnet *relativ dybdeforskel* mellem lave og høje percentil dybder. Den relative dybdeforskel er defineret ved ligning 5.1. Den relative dybdefordeling fortæller noget om, hvor stor forskel der er på store og små dybder - altså om der findes dybere partier i tværsnittet, f.eks. en strømmende.

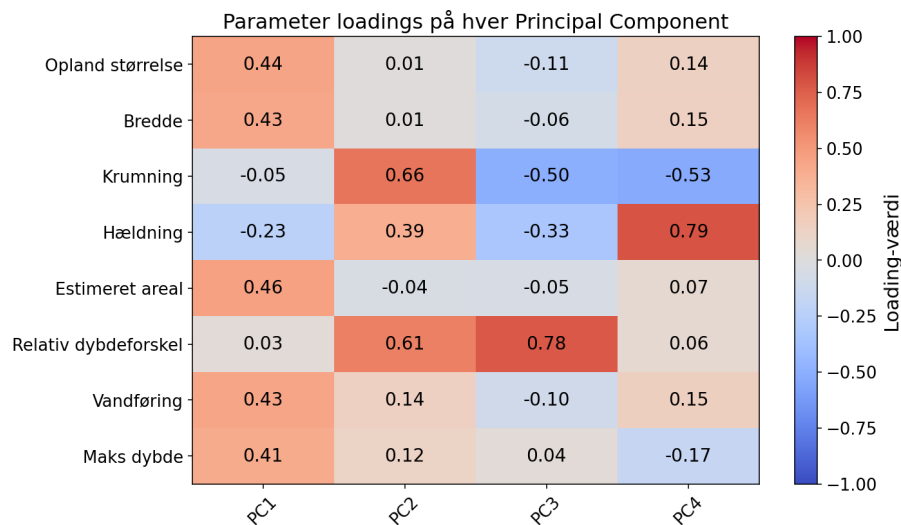
$$\text{Relativ dybdeforskel} = \frac{\left(\frac{P_{100}+P_{90}+P_{80}}{3}\right) - \left(\frac{P_{30}+P_{20}+P_{10}}{3}\right)}{\left(\frac{P_{30}+P_{20}+P_{10}}{3}\right)} \quad (5.1)$$

De resterende percentiler (P10–P90) viser overordnet samme mønstre som maks. dybden, og er derfor udeladt af figurene for at opretholde overskueligheden. Ønskes resultaterne for alle 11 målsparametre, henvises der til bilag C.1. Bemærk desuden, at *landskabstype* ikke er inkluderet i PCA-analysen. Altså vil PCA analysen bestå af 6 inputparametre og 2 målsparametre. Disse bliver i analysen reduceret til 4 principal components som fanger 90,2% af den samlede varians i datasættet. Dette kan ses på Figur 5.2.



Figur 5.2. Scree plot for PCA. Figuren viser forklaringsgraden for hver principal component samt den akkumulerede forklaringsgrad for de fire komponenter.

For at få et indblik i, hvilke parametre der bidrager til de enkelte komponenter, vises nedenfor på Figur 5.3 et heatmap over loading-værdierne.



Figur 5.3. Heatmap over loading-værdier for hver parameter på fire principal components. Loading-værdier viser, hvor meget hver parameter bidrager til de enkelte komponenter.

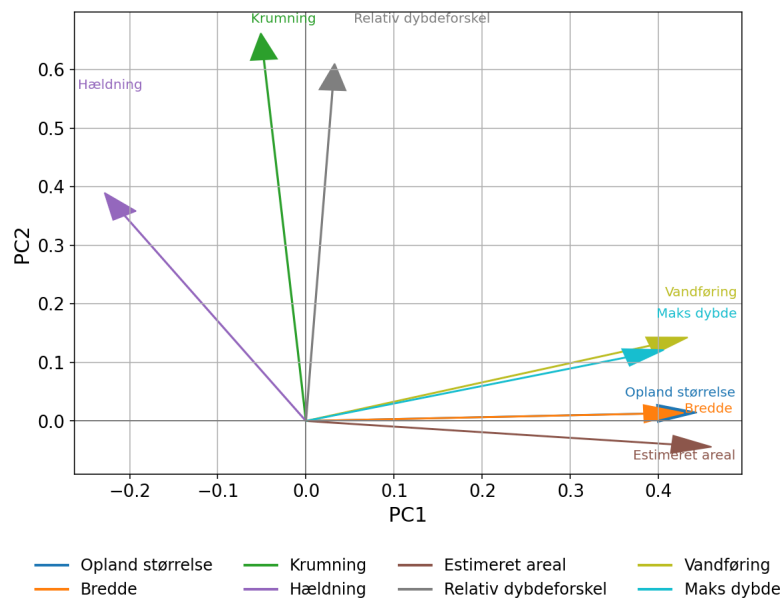
På Figur 5.3 fremgår det, at variationen i maksdybden primært forklares af første hovedkomponent (PC1). Det ses tydeligt, at oplandsstørrelse, bredde, estimeret areal og vandføring ligeledes har høje positive loadings i PC1. Dette er i overensstemmelse med hvad der var forventet, da disse parametre alle beskriver størrelsen af tværsnittet og dermed burde være korrelerede.

Hældningen har ligeledes en vis andel af sin varians forklaret i PC1, dog i mindre grad og med en negativ korrelation til maksdybden. Dette stemmer overens med den fysiske forståelse af vandløb, hvor sektioner med høj hældning ofte har lavere vanddybde. Omvendt har hverken den relative dybdeforskel eller krumning høje loadings i PC1, hvilket tyder på, at disse ikke er korreleret med maksdybden. Dette er også forventeligt, da både små og store vandløb kan have krumninger og variationer i bundprofilen.

Den anden målparameter, den relative dybdeforskel, er derimod godt forklaret af PC2 og PC3. I PC2 ses en tydelig positiv korrelation med både hældning og krumning, mens der i PC3 fremgår en negativ korrelation. Det indikerer, at der i dele af datasættet eksisterer en positiv lineær korrelation mellem disse parametre, mens der i andre dele ses en negativ korrelation. Dette peger på, at der i datasættet findes lokale mønstre og tendenser, og ikke en global sammenhæng på tværs af hele datasættet. Det var forventet, at høj hældning ville medføre større relativ dybdeforskel, da vandløbet i sådanne tilfælde har større energi til at erodere og danne dybe strømrrender. Ligeledes var det forventet, at øget krumning ville resultere i større variation i dybden, idet strømmen forskydes mod ydersiden af svingene og her kan erodere strømrrender. Dog viste dette sig ikke som en entydig tendens i datasættet.

På Figur 5.4 ses et loading plot for PC1 og PC2, som tilsammen forklarer 70,2% af variationen i datasættet (jf. scree plot, Figur 5.2). Af figuren fremgår de samme tendenser

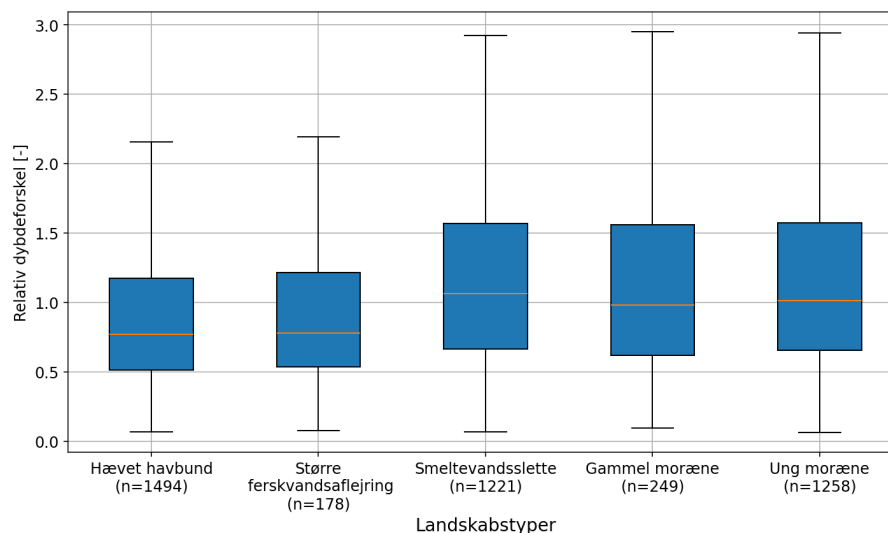
som beskrevet og vist ovenfor. Hertil er det tydeligt vist hvordan dybden i tværsnittet, korrelere med estimeret areal, bredde, oplandsstørrelse og vandføring.



Figur 5.4. Loading plot for PC1 og PC2, der viser hvordan parametrene bidrager til de to første principal components og deres indbyrdes korrelationer.

5.2 Landskabstype

Landskabstype blev ikke undersøgt med PCA. Dette valg blev taget for at gøre PCA mere overskuelig. Landskabstypen er fremvist via Box plots af hver landskabstype og sammenlignet med den relative dybdeforskel. Dette kan ses på Figur 5.5. I boxplottet er der undtaget outliers.

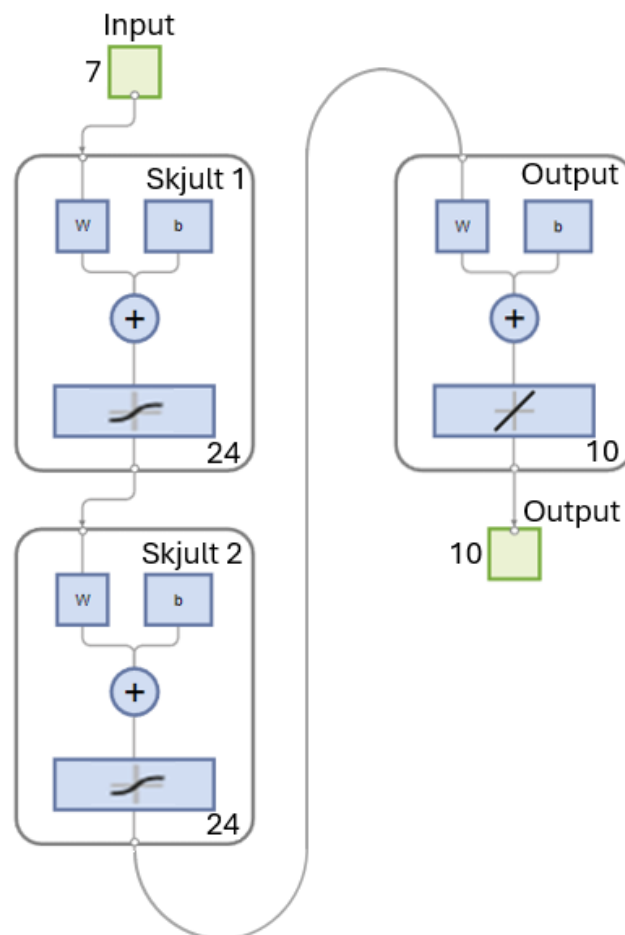


Figur 5.5. Box plot af de 5 landskabstyper der differentieres imellem. Op af y-aksen ses den relative dybdeforskel, som er udregnet jf. ligning 5.1. X-aksen viser landskabstyperne samt hvor mange tværsnit der findes under hver type.

Her kan det ses at de vandløb der ligger i hævet havbund og større ferskvandsaflejring, generelt har en mere monotont bundprofil end smeltevandsslette og ung- og gammel moræne landskab. Dog skal det siges at, datasættet for landskabstyperne gammel moræne, og større ferskvandsaflejring er relativ lille og derfor kan der være en usikkerhed omkring disse.

5.3 Neuralt netværk til bestemmelse af dybdefordeling

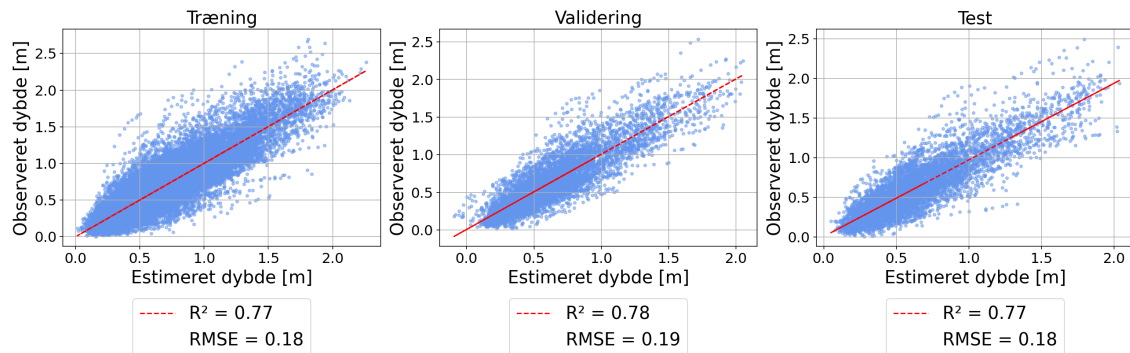
Der laves en Neuralt netværk model til at bestemme dybdefordeling i tværsnittene ligesom i afsnit 4. Modsat modellen til estimering af tværsnitarealet, har denne machine learning model 10 output værdier til hvert tværsnit som er percentilerne 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 og 90% laveste dybde samt maksimaldybden. Input parametrene til denne model kan ses i tabel 5.1. Modellen er sat op som et feedforward netværk med 2 lag og 24 neuroner som det kan ses på Figur 5.6. Denne konfiguration blev fastlagt ved at køre modellen med forskellige kombinationer af skjulte lag og neuroner. Modellen med 2 skjulte lag og 24 neuroner gav det bedste resultat.



Figur 5.6. Model af neuralt netværk der er brugt til bestemmesle af dybdefordeling. Netværket har 2 skjulte lag og 24 neuroner, med 7 input og 10 output.

Figur 5.7 viser resultaterne for trænings-, validerings- og testdatasættet. Testdatasættet udgør 15% af det samlede datasæt på 4400 tværsnit, hvilket svarer til 660 tværsnit. Da

der er 10 outputværdier, består test delen af Figur 5.7 af 6600 datapunkter. Der opnås en R^2 på 0,77 for testdataene hvilket ligner R^2 for træning og validering.



Figur 5.7. Samlet resultat for neuralt netværks modellen for forudsigelse af dybdepercentilerne 10-100.

En R^2 og RMSE værdi er også udregnet for hver enkelt dybde percentil. I tabel 5.2 vises resultaterne for hver enkelt dybde, og de tilhørende regressionsplots findes i bilag D.1.

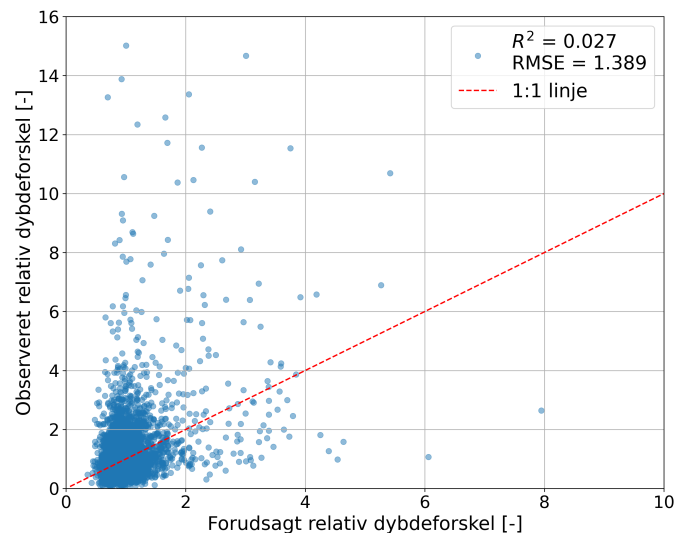
Tabel 5.2. R^2 og RMSE værdi for forudsagte dybder sammenlignet med observerede dybder.

Dybde	R^2	RMSE [m]
10. percentil	0.5190	0.1323
20. percentil	0.6388	0.1508
30. percentil	0.6899	0.1630
40. percentil	0.7155	0.1726
50. percentil	0.7299	0.1810
60. percentil	0.7330	0.1908
70. percentil	0.7299	0.2003
80. percentil	0.7285	0.2084
90. percentil	0.7284	0.2148
Maks	0.7289	0.2194

Som det kan ses i tabel 5.2 er der en større fejl ved forudsigelsen af de mindre dybder i tværsnittet sammenlignet med de større dybder. R^2 værdien er stort set ens fra 40. percentil til maks. dybden. Ud over de individuelle dybder i tværsnittet er den relative forskel mellem dybderne, som beskrevet i ligning 5.1, også undersøgt. Det neurale netværk forudsiger ikke den relative dybdeforskel direkte, men estimerer i stedet de enkelte dybder, hvorfra den relative forskel kan beregnes. I Figur 5.8 vises den observerede relative dybdeforskel sammen med den forudsagte, som er afledt indirekte af de estimerede dybder.

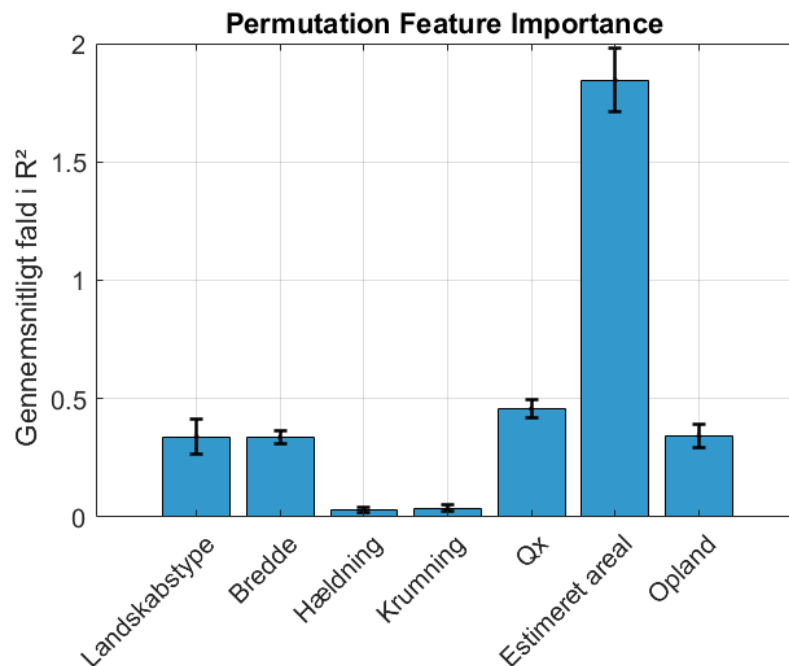
Som det fremgår af figur 5.8, forudsiges den relative dybdeforskel ikke tilfredsstillende, hvilket afspejles i en lav R^2 -værdi. Dette indikerer, at selvom modellen har været i stand til at forudsige de enkelte dybder relativt præcist, forklares variationen mellem dybderne mindre præcist. Den store forskel mellem observeret og forudsagt relativ dybdeforskel er dog ikke nødvendigvis et resultat af en dårlig forudsigelse af selve dybdefordelingen. Eftersom de observerede dybder er baseret på DHM/terrændata, kan en forkert fastsættelse af bredden medføre, at brinkerne inddrages i tværsnittet. Dette kan skævvride de lavere percentiler

betydeligt og dermed påvirke beregningen af den relative dybdeforskel. Dette kan også være grunden til at der findes lavere forklaringsgrader under estimeringen af 10., 20. og 30. percentil. Selvom fejlen i den relative dybdefordeling er betydelig, er det valgt at videreføre modellen med de forudsagte dybder for at vurdere deres anvendelighed i de efterfølgende hydrauliske modeller. Det erkendes dog, at der fortsat er et forbedringspotentiale, som ikke er blevet undersøgt nærmere inden for rammerne af dette projekt.



Figur 5.8. Den observeret relative dybdeforskel sammenholdt med den udregnet relative dybdeforskel fra de estimerede dybder.

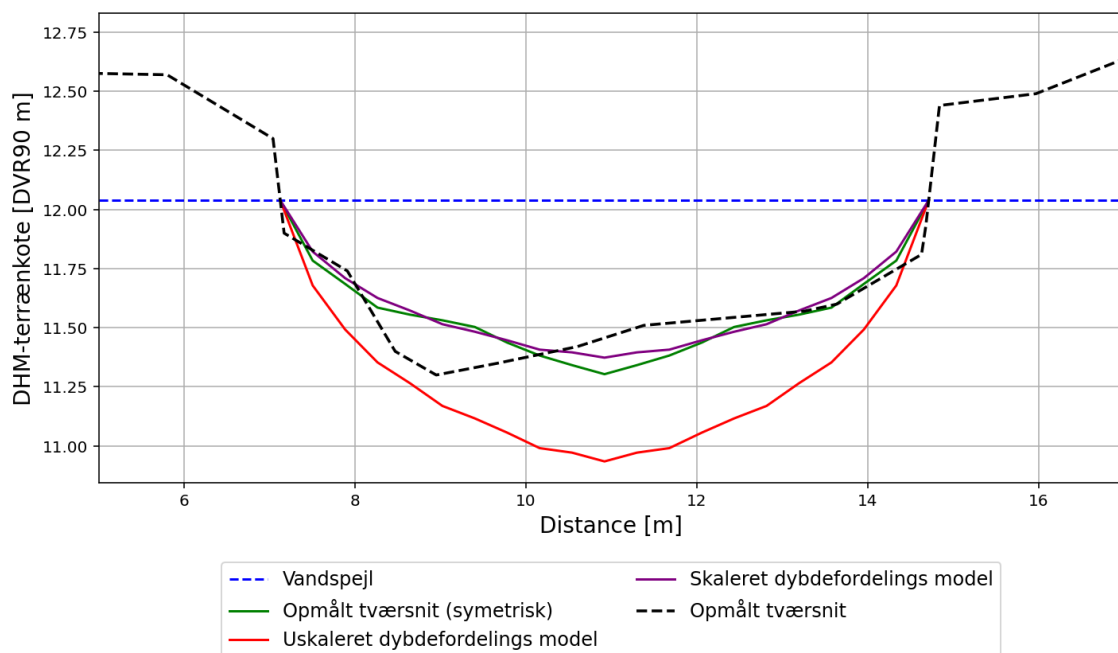
Der laves PFI på dette neurale netværk, hvor hver parameter testes 100 gange.



Figur 5.9. Gennemsnitlig R^2 fald ved 100 permutationer af parametre brugt i neuralt netværk for dybdefordeling. Klammerne viser 1 standard afvigelse for faldet i R^2 inden for hver parameter.

Det kan ses på Figur 5.9 at parameteren estimeret areal som kommer fra det neurale netværk der bestemmer arealet, har et gennemsnitligt fald i R^2 på over 1. Dette viser at denne parameter er meget betydende for bestemmelsen af de enkelte dybder, og at modellen ikke ville kunne give et godt bud på dybdefordelingen hvis den fik et tilfældigt estimeret areal.

Arealmodellen fra afsnit 4 giver et mere præcist estimat af tværsnitsarealet, men beskriver ikke dybdefordelingen i tværsnittene. Derfor bliver de to modellers resultater kombineret. Dette gøres ved at skalere dybdefordelingen op til det estimerede areal fra arealmodellen. Et eksempel på et skaleret tværsnit kan ses i Figur 5.10, hvor den grønne linje repræsenterer det reelle opmålte tværsnit, den røde linje viser det uskalerende tværsnit, og den lilla linje viser det skalerende tværsnit, der er justeret for at matche det estimerede areal.



Figur 5.10. Eksempel på tværsnit hvor det reelle, uskaleret og skaleret tværsnit er vist.

Ved kombination af begge machine learning modeller, opnås det bedst mulige tværsnit både i areal og udformning. Disse modeller kan nu bruges til at modellere tværsnit til en videre habitatmodellering.

Diskussion - Modeller til generering af tværsnit

6

I det følgende afsnit diskuteres de modeller, der er beskrevet i Del I, og som anvendes til generering af syntetiske vandløbstværsnit. Diskussionen omfatter blandt andet brugbarheden af Manningformlen som model, de anvendte inputparametre og resultaterne. Derudover behandles de neurale netværksmodeller, herunder deres resultater og begrænsninger. Afslutningsvis sammenlignes metoderne med tidligere anvendte tilgange til estimering af tværsnit under DHM/Terræn samt andre opmålingsmetoder, der benyttes i praksis.

6.1 Estimering af tværsnitsarealet – Manningformlen

I afsnit 3 benyttes Manningformlen til at estimere tværsnitsarealet i et givent punkt i et vandløb, baseret på en tilnærmelse af den våde perimeter, energilinjegradienten, vandføringen og Manningtallet. Formlen blev valgt, fordi den gør det muligt at beregne det gennemstrømmende tværsnitsareal direkte ud fra disse hydrauliske parametre.

Selve anvendelsen af Manningformlen i vandløb er forbundet med visse begrænsninger. Disse skyldes primært vandløbenes komplekse og dynamiske karakter. Formlen er gyldig under stationær, ensformig og turbulent strømning, hvilket alle sjældent er opfyldt i naturlige vandløb. Her kan geometri, hældning og ruhed ofte variere betydeligt over korte afstande; ligeledes kan strømningen påvirkes af vegetation, meandrering og magasinerings (Larsen, 2017).

På trods af disse forhold blev det valgt at afprøve Manningformlen som grundlag for en model, da tværsnitsarealet let kan isoleres i formlen, hvilket gør den velegnet til at automatisere beregningen af tværsnitsarealet.

6.1.1 Hydrauliske parametre i Manningformlen

For at vurdere modellens anvendelighed er det dog centralt at se nærmere på de enkelte parametre, som indgår i formlen. Da ingen af størrelserne er direkte målt, men i stedet estimeret indirekte, er der tilknyttet en vis usikkerhed til hver enkelt af dem. I det følgende diskuteres derfor de anvendte estimater for vandføring, vandspejlshældning, den våde perimeter og Manningtallet.

Den våde perimeter

Den våde perimeter er estimeret ud fra vandløbsbredden ved tværsnittets placering. Vandløbsbredden er brugt som proxy, da der forventes en tæt sammenhæng mellem bredden og den våde perimeter. Som det fremgår af Figur 3.5, opnås der ved lineær

regression en R^2 -værdi på 0.863, en regressionshældning på 0.959 samt en skæring med y-aksen på 0.879 m. Geometrisk set var det forventet, at hældningen ville være ca. 1 med en positiv skæring, siden den våde perimeter må antages at være større end bredden.

Siden den observerede hældning ligger under 1, indebærer det, at den våde perimeter ved en bredde på ca. 25 meter bliver mindre end selve bredden, hvilket ikke er fysisk muligt. Dermed vil den våde perimeter relativt differentiere sig mest ved små bredder og mindre ved større bredder.

Cirka en fjerdedel af datasættets vandløbsbredder er overestimeret i forhold til den våde perimeter. Denne overestimering opstår, fordi den våde perimeter er beregnet ud fra et vandspejl placeret ved den laveste DHM/terræn værdi, mens bredden er målt ved et niveau 15 cm over denne værdi. Justeringen blev foretaget for at undgå systematisk underestimering af bredden som følge af støj i DHM/terrændata nær vandoverfladen. Særligt i vandløb, hvor vandspejlet ligger i kote med brinkerne, kan denne metode føre til betydelig overestimering af bredden. Derimod forventes nedgravede vandløb at give en mere realistisk bredde, da vandspejlet her typisk ligger markant under brinkniveau. Selvom denne metode medfører, at bredderne bliver overestimeret, blev det vurderet nødvendigt for at kunne automatisere beregningen på en konsistent måde. På trods af overestimeringen giver denne breddeestimering den mest realistiske gennemsnitlige vurdering af bredden på tværs af hele datasættet.

Slutteligt peger det på et muligt forbedringspotentiale i metoden, hvor en differentieret tilgang til udtrækning af bredden potentielt kunne øge præcisionen af estimeringen af den våde perimeter. F.eks. kunne en justering baseret på manuel vurdering af tværsnitsprofilen eller ortofotos bidrage til at reducere overestimeringer i visse vandløbsstrækninger. Alternativt findes der, tilsvarende til Geo Danmarks vandløbsmidte, også vandløbskanter, som kan bruges til at estimere vandløbsbredden (GeoDanmark, 2024).

Det vurderes, at metoden samlet set er tilstrækkelig til estimering af den våde perimeter til brug i den videre modellering, da der stadig ses en god forklaringsgrad mellem vandløbsbredden og den våde perimeter.

Energilinjegradienten

Energilinjegradienten kan ikke estimeres direkte til brug i Manningformlen, og derfor er hældningen på vandspejlet anvendt som et alternativ. I tilfælde af ensformig strømning ville denne antagelse være berettiget. Det kan dog ikke forventes at være tilfældet i et naturligt og dynamisk vandløb, hvor strømmingen sjældent er ensformig (Larsen, 2017). Der vil derfor være en vis usikkerhed forbundet med denne tilgang. Dog vurderes det, at forskellen mellem energilinjegradienten og tryklinjegradienten vil være minimal over større strækninger.

Til beregning af vandspejlshældningen er koten fastlagt ud fra DHM/Terræn i vandløbsmidten, hvor en hældningsværdi er givet som et gennemsnit for en del strækning på 30 meter. Dette betyder, at meget lokale variationer ikke bliver medtaget. Hældningsværdierne for de enkelte tværsnit repræsenterer derfor et gennemsnitsfald over en

del strækning på 30 meter. Ulempen ved dette er størst i vandløb med markante variationer i hældningen, mens effekten er begrænset i vandløb med et mere jævnt fald.

På trods af denne forenkling giver metoden et anvendeligt grundlag, særligt i forbindelse med automatisering af hældningsdata til brug i Manningformlens beregning af tværsnitsarealet.

Vandføringen

Vandføringen er estimeret ud fra to variable: oplandsarealet og nettonedbøren ved hvert tværsnit. Denne simple tilgang gør det muligt at beregne vandføringen i et givent punkt, men en udfordring er, at vandføringen er dynamisk og ikke nødvendigvis svarer til forholdene på opmålingstidspunktet for DHM/Terræn. Nogle tværsnit er derfor registreret under høj, andre under lav vandføring.

For at forbedre sammenhængen mellem vandføring og det areal, som er bestemt via DHM/Terræn, blev det undersøgt, om en tværsnitsvis differentiering af vandføringen kunne øge modellens forklaringssevne. Dette viste sig at være tilfældet sammenlignet med brug af en middelvandføring.

Differentieringen er baseret på vandføringspercentiler fra 461 vandføringsstationer (Figur 3.8), hvor lineære sammenhænge mellem vandføring og produktet af nettonedbør og opland blev analyseret. Funktioner for percentiler fra 5% til 95% blev opstillet, med størst usikkerhed ved ekstreme vandføringer og bedst forklaring omkring middelvandføring.

Et muligt forbedringspotentiale ligger i at anvende ældre højdemodeller, hvor vandføringen på opmålingstidspunktet har ligget tættere på middelvandføringen. Herved ville det være muligt at fastsætte et vandspejl, der i højere grad afspejler en gennemsnitlig afstrømningssituation og dermed muliggøre anvendelsen af en mere præcis vandføringspercentile funktion.

Dette vil samtidig kunne afhjælpe problematikken med potentiel overestimering af vandløbsbredden, da vandløbet ved høje vandføringer kan gå over brinkerne, hvilket gør det vanskeligt at fastsætte den reelle vandløbsbredde med højdemodellen.

En anden tilgang til estimering af vandføringen kan være at benytte den vandføring, som er oplyst i HIP-modellens beregningspunkter. Hertil findes der modellerede vandføringer for de fleste vandløbsstrækninger i Danmark fra 1990 til nutid. Vandløbstværsnit har derved kunnet få tildelt en vandføring fra nærmeste beregningspunkt eller en interpolation imellem to beregningspunkter (Henriksen et al., 2020). Da der er tale om en modelleret vandføring, er der dog en vis usikkerhed forbundet med værdierne. For eksempel er der ved målestationen Kærs Mølleå i Østeråen, for indscanningsdatoen til DHM/oprindelsen, registreret en modelleret vandføring på 1.265 l/s, mens den målte vandføring på samme tidspunkt er angivet til 1.040 l/s. Til sammenligning er der modelleret en vandføring på ca. 1.500 l/s ved brug af denne rapports metode.

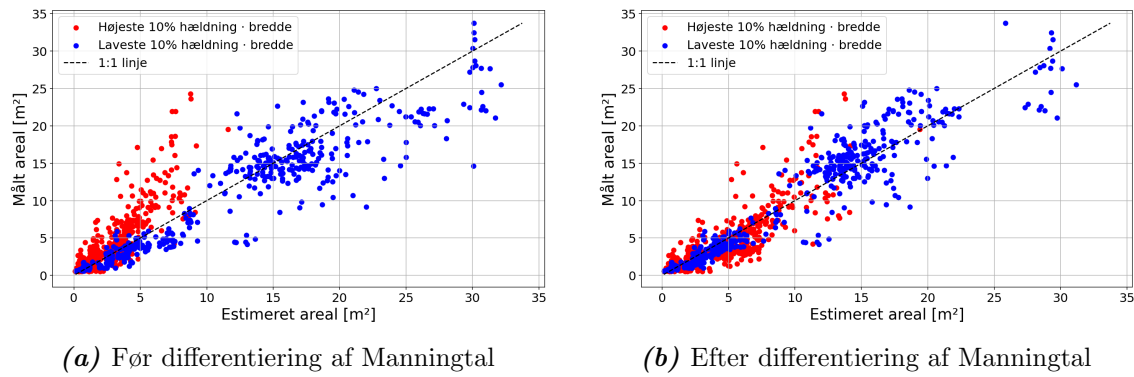
Manningtallet

Manningtallet er estimeret ud fra to variabler: vandløbsbredde og hældning. Valget af disse variabler er baseret på observationer af systematiske afvigelser i de estimerede tværsnitsarealer ved et fastsat Manningtal. Tværnit med stor bredde og høj hældning havde en tendens til at undervurdere arealet, mens tværnit, der er smalle og lavt hældende, ofte medførte en overvurdering af arealet. Et differentieret Manningtal, baseret på disse karakteristika, kan således bidrage til at korrigere for denne systematiske skævhed.

Tilgangen bygger på en fysisk forståelse af vandløbsforholdene. Vandløb med stor hældning har ofte en højere transport af sediment, hvilket betyder, at det fine materiale skylles væk, og det grove bundmateriale bliver liggende. Dette fører til en øget hydraulisk modstand og dermed et lavere Manningtal. Tværnit med større bredder vil potentielt også have lavere Manningtal, da bredde og lavvandede vandløb generelt har en større modstand pr. volumen sammenlignet med dybe og smalle vandløb.

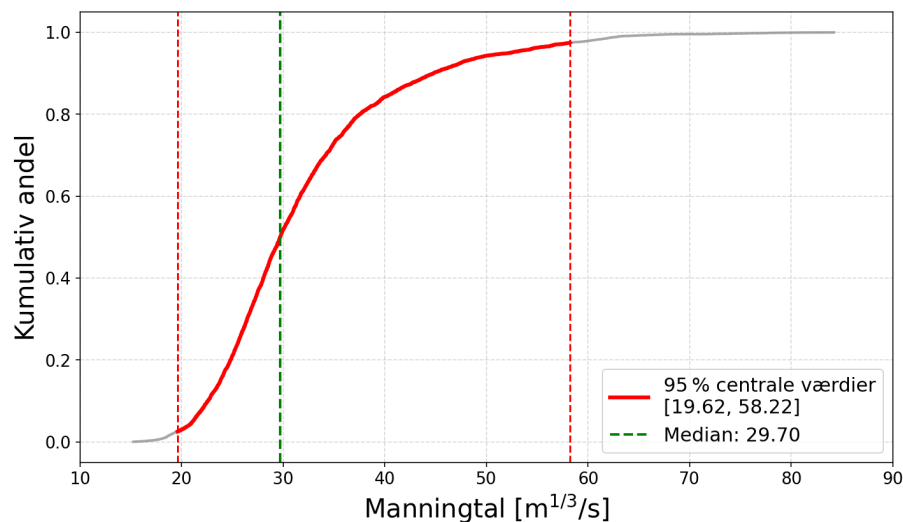
Det skal dog bemærkes, at det Manningtal, som er med til at bestemme tværsnitsarealets størrelse, reelt set afspejler de gennemsnitlige forhold på en strækning nedstrøms for selve tværnittet. Dette skyldes, at vandløbene i Danmark generelt er karakteriseret ved strømmende (subkritisk) frem for strygende (superkritisk) strømning (Larsen, 2017). Anvendelsen af bredden som parameter til estimering af Manningtallet medfører en vis usikkerhed, da bredden opgøres direkte i selve tværnittet og dermed ikke nødvendigvis afspejler de gennemsnitlige forhold nedstrøms. Hældningen er derimod beregnet som et gennemsnit over en 30 meter lang strækning omkring tværnittet, hvilket giver et mere repræsentativt billede af de omkringliggende forhold. Det kunne derfor være relevant at undersøge, om modellens præcision kunne forbedres ved at anvende et gennemsnit af både hældning og bredde over en fastlagt nedstrøms distance. En sådan tilgang vil i højere grad tage udgangspunkt i den fysiske forståelse af vandløbets hydrauliske egenskaber. Dette blev dog ikke undersøgt.

En differentiering af Manningtallet havde en tydelig positiv effekt på modellens præcision sammenlignet med brugen af et fast Manningtal. Figur 6.1 viser, hvordan tværnit med høje værdier af produktet (hældning · bredde) generelt har en tendens til at undervurdere tværsnitsarealet, mens tværnit med lave værdier har en tendens til at overvurdere arealet. Ved at differentiere Manningtallet korrigeres denne systematiske afvigelse, og tværsnitsarealerne bliver dermed mere præcist estimeret. Dette gør samtidig modellen mere robust og generel, da risikoen for systematisk over- eller undervurdering af tværsnitsarealet mindskes – også ved anvendelse på nye vandløb med høje eller lave (hældning · bredde)-værdier.



Figur 6.1. Sammenligning før og efter kalibrering af Manningtal for estimeret tværsnitsareal med Manningformlen.

Fordelingen af de Manningtal der opnås ved differentiering kan ses på Figur 6.2. Her ses det at 95% af de mest centrale værdier ligger i spændet $19.62\text{--}58.22 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$, med en median værdi på $29.70 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$.



Figur 6.2. Kumulativ fordeling af de udregnede Manningtal.

Dette stemmer godt overens med litteraturen, hvor Burcharth and Jørgensen (1976) vurderer, at Manningtallet typisk ligger mellem $30 \text{ og } 35 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ under forhold med minimal grødevækst. Tilsvarende vurderer Ovesen et al. (2015), at mindre vandløb i grødefri tilstande kan have Manningtal helt ned til cirka $12 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$, mens større vandløb kan nå op omkring $45 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$. I denne rapport ses et større spænd i de estimerede værdier, men de er generelt centreret omkring de intervaller, der fremgår af litteraturen.

Den gode overensstemmelse med litteraturens værdier kan indikere, at de øvrige hydrauliske parametre, vandføring, våd perimeter og energilinje gradient, er præcist estimeret. Det skyldes, at Manningtallet her anvendes som en kalibreringsparameter for at opnå overensstemmelse mellem model og observationer.

6.1.2 Præcision og anvendelighed af Manningformel modellen

Modellen baseret på Manningformlen demonstrerer en god evne til at estimere det generelle tværsnitsareal på tværs af et stort datasæt. Den opnåede forklaringsgrad på $R^2 = 0,86$ samt en regressionshældning tæt på 1 og en skæring tæt på 0 indikerer, at modellen generelt giver præcise estimater af tværsnitsarealer. Der kan dog forekomme usikkerheder ved estimeringen af enkelte tværsnitsarealer, men disse usikkerheder skyldes primært ikke selve Manningformlen, men snarere usikkerhed i de inputparametre, som indgår i modellen. En forbedret præcision og øget kendskab til disse parametre for det enkelte vandløb vil forventeligt kunne mindske usikkerheden på tværsnitsarealerne yderligere.

Som det fremgår af Figur 3.21, er den relative fejl markant større ved små vandløb, især når det observerede areal er under 2 m^2 . Ved større tværsnit aftager den relative fejl betragteligt, hvilket indikerer, at modellen er mere robust ved større vandløb. Denne tendens kan tilskrives, at fejl i inputparametrene – især bredden – har relativt større betydning for små tværsnit. Bredden er estimeret ud fra DHM-data, som er forbundet med støj relateret til terrænforholdene samt den anvendte beregningsmetode. Selv små vertikale fejl i højdemodellen, som har en vertikal usikkerhed på 5 cm, kan resultere i betydelige relative fejl i små vandløb (Dataforsyningen, 2024b).

For at øge præcisionen i estimeringen af de enkelte tværsnitsarealer blev der desuden udviklet et neuralt netværk til at forudsige både tværsnittets areal og udformning. Denne fremgangsmåde og dens resultater vil blive diskuteret i nedenstående afsnit.

6.1.3 Neurale netværks modeller

Under træning af netværkene anvendes skikkelses data samt data fra forskellige kommuner. Når dataene er blevet sorteret, trænes modellen på et datasæt bestående af 4400 tværsnit, hvilket er i den lave ende af den optimale datasæt størrelse. For at optimere det neurale netværk vil det være fordelagtigt at tilføje flere tværsnit til inputdataene. Når det trænedes netværk bruges, er det et krav, at den data, det anvendes på, er inde for spændet af inputparametre i træningssættet, for at give valide resultater, som kan ses i Tabel 6.1.

Tabel 6.1. Minimum og maksimum værdier for de undersøgte parametre der bruges som input til neurale netværker.

Paramter	Minimum	Maksimum
Nettonedbør $[\text{mm}/\text{år}]$	164.73	494.82
Vandspejlshældning $[\text{‰}]$	0.00236	3.96
Vandløbsbredde $[\text{m}]$	1.12	26.55
Vandløbsopland $[\text{km}^2]$	15	617.47
Vinkel ændring $[\text{°}]$	0	270.07
Vandførings percentil $[-]$	16	95

I de anvendte neurale netværk anvendes en transferfunktion i outputlaget, som tillader negative resultater. Dette kan give anledning til problemer, især når netværket modtager inputværdier, der ligger uden for det interval, som det er blevet trænet på. Hvis en inputparameter, der har negativ korrelation med det forudsagte areal, overstiger det

interval kan den anvendte transferfunktion altså tillade, at det beregnede areal falder under nul. Dette er problematisk, da negative arealer ikke giver fysisk mening. En mulig løsning er at benytte en anden transferfunktion i outputlaget, som begrænser outputtet til et passende interval. Eksempelvis kan en ReLU-funktion (Rectified Linear Unit) anvendes, da den returnerer nul for negative inputs og dermed undgår negative resultater. Alternativt kan en funktion som Sigmoid eller Tanh anvendes, afhængigt af det ønskede outputområde. Dette blev dog ikke undersøgt videre i rapporten.

Modellen, der estimerer dybdefordelingen i tværsnittene, har flere outputs. Som vist i tabel 5.2, varierer R^2 -værdierne og RMSE for de forskellige dybdepercentiler. R^2 -værdien er lavest for den 10. dybdepercentil og stiger gradvist for højere percentiler (20, 30, 40 osv.). Denne tendens kan skyldes, at modellen har sværere ved at estimere de lave dybder på grund af usikkerhed i DHM/Terræn. DHM/Terræn har en vertikal usikkerhed på cirka 5 cm, hvilket kan føre til relativt store fejl ved små dybder sammenlignet med større. Det betyder, at de sammenhænge, som det neurale netværk forsøger at identificere mellem dybdepercentilerne og inputparametre, er præget af høj støj ved lavere dybder, hvilket afspejles i de relativt lavere R^2 -værdier for de laveste percentiler.

For at undersøge hvordan input parametrene har indflydelse på output fra modellerne er der lavet en PFI analyse.

PFI-resultaterne viser for begge modeller, at der er parametre, hvor faldet i R^2 ligger tæt på nul. Dette indikerer, at disse parametre har begrænset indflydelse på modellens output og muligvis blot fungerer som støj, hvilket potentielt kan reducere modellens præcision.

Overordnet ses det, at fire parametre har særlig stor betydning for det estimerede areal: landskabstype, nettonedbør, hældning og oplandsstørrelse. Selvom det i et neuralt netværk ikke er muligt entydigt at fastlægge de præcise sammenhænge mellem input- og outputvariabler, er det forventet, at oplandsstørrelse generelt har en positiv korrelation med tværsnitsarealet, mens hældning har en negativ korrelation. Dette stemmer overens med både en fysisk forståelse af de hydrauliske forhold og de resultater, der blev præsenteret i PCA-analysen i afsnit 4.2.

For parameteren nettonedbør er det muligt, at den delvist fungerer som et ID, da datasættet kun indeholder 31 unikke nedbørsværdier fordelt på 35 vandløb. Derudover ses en ujævn fordeling af træningsdataen, hvilket kan føre til problemer, hvis modellen anvendes på et nyt vandløbssystem med nettonedbørsværdier, som ikke er repræsenteret i træningsdataen. I sådanne tilfælde kan modellen potentielt generere urealistiske resultater.

Fordelingen af landskabstyper i træningsdatasættet er ujævn, hvilket fremgår af Figur 5.5. Her ses det, at landskabstyperne *større ferskvandsaflejring* og *gammel moræne* er underrepræsenterede med henholdsvis 178 og 249 tværsnit. Til sammenligning er de tre øvrige landskabstyper repræsenteret med mellem 1221 og 1494 tværsnit.

Denne skæve fordeling kan have betydelig indflydelse på modellens præcision, idet underrepræsenterede klasser generelt har dårligere generaliseringsevne. Det kan føre til øget usikkerhed i modellens forudsigelser for netop disse landskabstyper. Modellen kan have

sværere ved at forudsige korrekt, når en enkelt inputvariable varierer meget i datadækning.

På Figur 4.4 er de opmålte tværsnitsarealer fordelt på de forskellige landskabstyper. Figuren viser en tydelig skævhed i arealfordelingen, hvor landskabstyperne større ferskvandsaflejring, gammel moræne og ung moræne generelt er forbundet med mindre opmålte arealer.

Dette afspejler dog ikke nødvendigvis, at der kun forekommer små tværsnitsarealer i disse landskabstyper. I stedet skyldes det formentlig, at der i datasættet kun indgår mindre vandløb i netop disse områder, hvilket er en tilfældighed i datagrundlaget snarere end et udtryk for en generel tendens i landskabet.

Denne dataskævhed gør det vanskeligt at tolke, hvilke sammenhænge det neurale netværk lærer. Det rejser spørgsmålet, om modellen i tilstrækkelig grad fanger de fysiske og hydrologiske forskelle mellem landskabstyperne, eller om de identificerede mønstre primært er statistiske korrelationer, som ikke nødvendigvis har en fysisk forklaring.

For denne input parameter antages det at en forbedring ville ligge i et større datasæt, med især en jævn fordeling af arealet på tværs af landskabstyperne.

I PFI for det neurale netværk med dybdefordeling fremgår det tydeligt, at det estimerede areal fra den første model, udgør den mest betydningsfulde inputvariabel. Dette indikerer, at det andet netværk i høj grad baserer sine forudsigelser på outputtet fra det første netværk.

Som konsekvens heraf vil usikkerheder og fejl i det estimerede areal, genereret af det første neurale netværk, kunne videreføres og forstærkes i det andet netværks resultater. Denne afhængighed mellem modellerne betyder, at præcisionen af dybdefordelingen i høj grad afhænger af nøjagtigheden af arealestimatet. Det understreger vigtigheden af at validere og kvantificere usikkerheden i det første models output, før det anvendes som input i en efterfølgende model.

6.2 Anvendelse og begrænsninger ved eksisterende metoder

Problemstillingen med at tilvejebringe information om vandløbenes tværsnit er ikke kun relevant i forbindelse med habitatmodellering. Der er tidligere gjort empiriske forsøg på at estimere tværsnitsgeometrien til brug i bl.a. oversvømmelsesvurderinger og nationale hydrologiske modeller.

Et eksempel findes i udviklingen af DK-modellen, en landsdækkende hydrologisk model, der beskriver det samlede hydrologiske kredsløb i Danmark. I tilfælde, hvor konkrete tværsnitsdata ikke har været tilgængelige, er der i modellen anvendt typetværsnit udformet som simple trapezprofiler. Disse er baseret på empiriske sammenhænge mellem oplandsareal, vandløbsbredde og maksimal dybde. De anvendte sammenhænge er imidlertid baseret på et begrænset datagrundlag og er karakteriseret ved lave forklaringsgrader (Olsen and Højberg, 2011). Det er dog værd at bemærke, at den anvendte numeriske løsningsmodel i DK-modellen kun i begrænset omfang har været følsom over for den præcise udformning af tværsnittet ved beregning af vandføring (Trolborg, 2025).

Et andet eksempel, hvor viden om vandløbets tværsnit er nødvendig, er ved implementeringen af EU's oversvømmelsesdirektiv. Direktivet forpligter medlemslandene til at udarbejde planer for håndtering af ekstreme oversvømmelser. Dette er særligt relevant i lavtliggende kystområder, hvor vandløb udmunder i havet og er udsatte ved stormflod. Her kan vandet stuve op i vandløbet og medføre oversvømmelser (Piontkowitz et al., 2024). For at kunne vurdere risikoen anvender Piontkowitz et al. (2024) en metode, hvor vandløbets dybde estimeres via en iterativ tilgang baseret på Manningformlen under antagelse af ensformig strømning i et rektangulært tværsnit. Vandføringen hentes fra HIP-databasen, mens hældningen beregnes ud fra vandspejlskoter i højdemodellen (Piontkowitz et al., 2024). I stedet for at inkludere breddevariationer for hvert tværsnit anvendes en gennemsnitsbredde for hele vandløbsstrækningen. Denne tilgang medfører dog, at en forskydning af vandspejlskoter bliver benyttet som bundkoter, hvilket medfører en vis usikkerhed, som Piontkowitz et al. (2024) vurderer er acceptabel, da dette kun bliver anvendt i en screeningsproces (Piontkowitz et al., 2024).

Dog har vandløbenes fysiske form stor betydning for udbredelsen af oversvømmelser fra vandløb i forbindelse med skybrud og længerevarende regn. Klimadatastyrelsen er derfor i gang med at udvikle en metode, der skal gøre det muligt at anvende tilgængelige informationer om vandløbene, bl.a. fra kommunerne, til at justere højdemodellen, således at informationen om placeringen af vandløbsbunden bliver tilgængelig. Klimadatastyrelsen tager udgangspunkt i vandløbsskikkelsesdata. Dette skal anvendes i datagrundlaget for klimatilpasning og for DMI's varsler om oversvømmelser (Klimadatastyrelsen, 2025). Hertil har DMI, for at ruste Danmark mod oversvømmelser, fået bevilliget 189,6 millioner kroner til at løfte opgaven med at varsle for oversvømmelser (Danmarks Meteorologiske Institut, 2023).

Der er således behov for viden om vandløbets tværsnitsudformning og areal i en række forskellige anvendelser, hvilket understreger vigtigheden af at kunne tilvejebringe disse oplysninger på en pålidelig måde.

Alle de nævnte metoder til at indarbejde eller tilgængeliggøre vandløbets størrelse og udformning i DHM-modellen er udfordret af forsimplede antagelser og et begrænset datagrundlag. Erfaringer fra dette projekt viser bl.a., at der kun i begrænset omfang findes tilgængelige skikkelsesdata for vandløb via Dataforsyningen. Samtidig er regulativdata fra kommunerne ofte forældede, af svingende kvalitet og vanskelige at tilgå. Dette skyldes bl.a., at dataene sjældent er georefererede, og at de ikke er samlet ét centralt sted, men i stedet spredt ud på tværs af de enkelte kommuner.

En ny metode til opmåling og tilgængeliggørelse af vandløbsgeometri er brugen af droner. Ved hjælp af grøn LiDAR fra flyvende droner eller fly kan man under gode forhold kortlægge ned til ca. 8 meters dybde. Med denne metode vil der kunne skabes en 3D-model af geometrien under vandoverfladen. Denne metode kan potentielt give en mere præcis beskrivelse af vandløbsbunden end traditionelle punktvis tværsnit med store afstande (Jensen et al., 2019).

Anvendelsen af droner udfordres dog af uklart vand, tæt grødevækst og vandløbsstrækninger,

hvor der er begrænset fremkommelighed. Derudover er 3D-laserscanning forbundet med høje opstartsomkostninger, hvilket betyder, at teknologien primært er økonomisk fordelagtig ved opmåling af længere vandløbsstrækninger (NIRAS, 2023).

Sammenfattende er der et behov for mere pålidelige metoder til at estimere vandløbsgeometri i områder, hvor opmålte tværsnitsdata ikke er tilgængelige. De eksisterende data er ofte begrænsede, af varierende kvalitet og vanskelige at tilgå. De empiriske metoder, der anvendes i dag, lider under forsimplede antagelser og lave forklaringsgrader. Samtidig er den nyere teknologi med flyvende og sejlene droner endnu ikke fuldt implementeret – bl.a. på grund af praktiske udfordringer som tæt grødevækst, uklar vandkvalitet, utilgængelige strækninger og store startomkostninger. Derfor er der behov for alternative og mere robuste metoder til at repræsentere vandløbsgeometri, særligt i områder, hvor måledata mangler.

Metoderne, der er præsenteret i denne rapport til bestemmelse af både det vandførende areal under det opmålte vandspejl i DHM/Terræn og den tilhørende dybdefordeling, kan anvendes som et kvalificeret bud i situationer, hvor den faktiske viden om vandløbsgeometri under vandspejlet er begrænset eller mangler helt.

Del II

Habitatmodellering af Østeråen og Guldbækken

I Del I blev der udviklet metoder til at bestemme tværsnitsarealer og dybder under vandspejlet baseret på DHM/Terræn. I denne Del II vil disse metoder blive testet og anvendt i en habitatmodel, hvor resultaterne sammenlignes med en tilsvarende model baseret på opmålte tværnit.

Først gives en introduktion til habitatmodelleringens to hovedkomponenter, den hydrauliske og den økologiske model, og hvordan disse kombineres til at estimere, det samlede vægtede habitatareal.

Til opstilling af habitatmodellen er der udført vandstandsmålinger, synkrone vandføringsmålinger og supplerende opmålinger af vandløbstværsnit i Guldbækken. Derudover er der etableret en QH-relation ved et overløb i den nederste del af Østeråen.

På baggrund af de indsamlede data for Østeråen og Guldbækken opstilles først en habitatmodel baseret på opmålte tværnit. Herefter genereres syntetiske vandløbstværsnit for hele Østeråen og Guldbækken, som anvendes i en alternativ version af habitatmodellen, hvor de erstatter de opmålte tværnit.

Resultaterne fra de to habitatmodeller sammenlignes med hensyn til deres udformning, størrelse og hvor meget de tillader at reducere vandføringen.

Afslutningsvis vurderes det, om de syntetiske tværnit kan anvendes som erstatning for opmålte tværnit i habitatmodellering.

Habitatmodelling 7

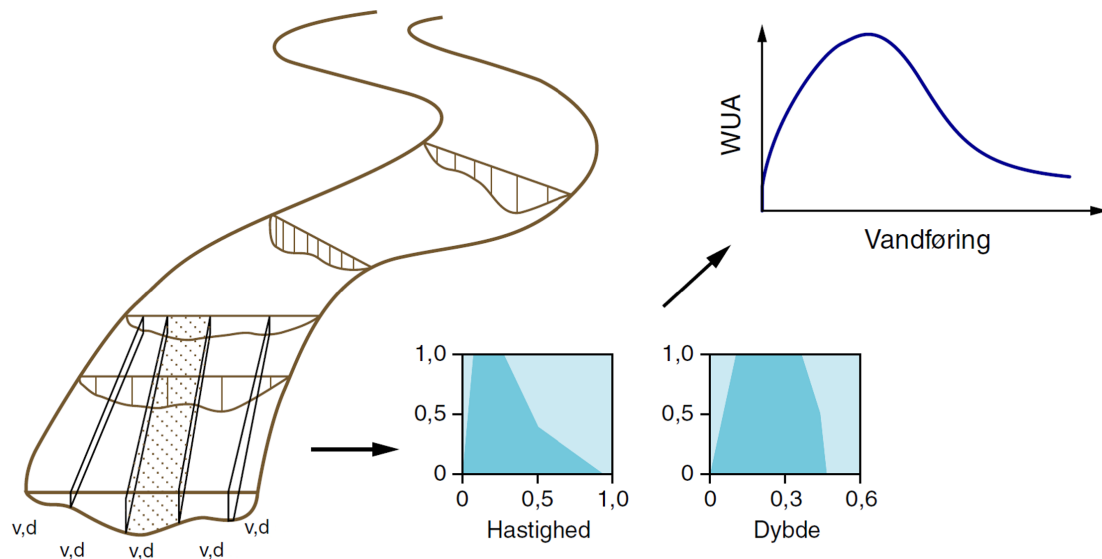
Habitatmodelling er en metode til at beregne det tilgængelige vægtede habitatareal (WUA, Weighted Usable Area) for forskellige dyre- og plantearter i vandløb. Det tilgængelige areal er afhængig af vandføringens størrelse, som vil resultere i varierende strømningshastigheder og dybde forhold, i det pågældende vandløb. Habitatmodelling anvendes primært for fisk, men kan også benyttes til at analysere forholdene for makroinvertebrater og vandplanter. I dette projekt fokuseres der på habitatmodelling for ørreder. Dette er gjort, da ørreder er en god indikator for høj økologisk tilstand. Habitatmodelling fokuserer udelukkende på de fysiske levesteder i vandløbet og beskriver dermed kun den plads der er til rådighed til ørreder. Den kemiske vandkvalitet og fysiske forhold som spærringer, skal vurderes separat (Clausen et al., 2006).

En habitatmodel består af to hoveddele, en økologiske komponent og en hydraulisk komponent. Den økologiske komponent, bygger på observationer af udvalgte organismer og deres opholdssteder. Den hydraulisk komponent, er baseret på målinger og modelleringer af dybde, vandhastighed og eventuelt substrat i de undersøgte vandløb (Clausen et al., 2006).

I dette projekt er det valgt at se bort fra substrattypen. Dette er gjort da substratet i en habitatmodel er uafhængigt af vandføringen (Clausen et al., 2006), og kræver en omfattende kortlægning, som ligger uden for dette projekts fokus på automatiseret habitatmodelling. Samtidig ved en vandindvinding hvor der kun i begrænset omfang bliver reduceret i baseflowet, vurderes det at substrattypen ikke påvirkes (WatsonC, 2023).

Endvidere har Clausen et al. (2006) undersøgt effekten af substrat ved habitatmodelling for alle livsstadier og del strækninger. Det blev konkluderet, at inddragelse af substrat ikke ændrede formen på kurverne, men blot medførte en parallel forskydning af WUA kurven. Den relative ændring af WUA ved ændret vandføring er således nogenlunde identisk med og uden substrat, hvorfor substratet ikke tilførte yderligere information til habitatmodellen.

Ved at kvantificere ørredernes præference til vanddybde og strømhastighed som funktion af vandføring, skabes et grundlag for en vurdering af påvirkningen fra en vandføringsreduktion på den økologiske tilstand i vandløbet (Clausen et al., 2006). Figur 7.1 fra Clausen et al. (2006) viser konceptet bag habitatmodelling. For en given vandføring beregnes en vandstand og en strømningshastighed i hver delsektion af vandløbet. Ud fra disse værdier aflæses en præferenceværdi på præferencekurven for de givne parametre. Denne værdi vægtes med delsektionens overfladeareal, hvilket giver et vægtet habitatareal for delsektion. De vægtede habitatarealer for alle delsektioner summeres til det samlede WUA for en vandløbsdelstrækning.



Figur 7.1. Principskitse af beregningsproceduren for WUA. Strømningshastigheden (v) og dybden (d) udregnes for hver del sektion i tværsnittet, som vægtes med fiskens præference og summeres (Clausen et al., 2006).

I de følgende afsnit vil den økologiske og hydrauliske komponent blive beskrevet mere dybdegående.

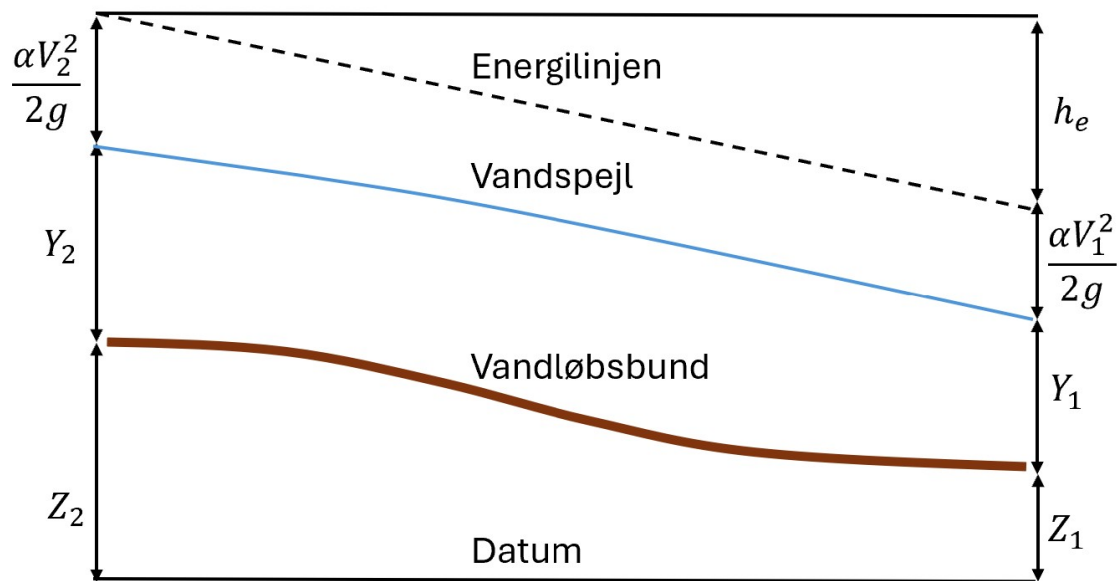
7.1 Den hydrauliske komponent - HEC-RAS

I en habitatmodel skal der udregnes en vandstand og strømningshastighed til hver tværsnitssektion ved forskellige vandføringer. I dette projekt benyttes "U.S. Army Corps of Engineers' River Analysis System" (HEC-RAS) der bla. kan udføre én dimensionel steady flow beregning. I HEC-RAS bliver vandstandsprofiler til hvert tværsnit modelleret ud fra energiligningen, 7.1 og Manningformlen 7.2 (Brunner, 2020):

$$Z_2 + Y_2 + \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} = Z_1 + Y_1 + \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} + h_e \quad (7.1)$$

α_1, α_2	Hastighedsfordelingskoefficienten
g	Tyngdeacceleration
h_e	Energitabet
V_1, V_2	Gennemsnitshastighed (total vandføring/samlet strømningsareal)
Y_1, Y_2	Vanddybde i tværsnit
Z_1, Z_2	Højden fra udgangsniveauet

I Figur 7.2 kan de enkelte led i energiligningen ses skitseret.



Figur 7.2. Energiligningens komponenter (Brunner, 2020).

Energitabet (h_e) mellem to tværsnit er defineret ud fra et friktionstab og et sammentrækning eller udvidelses tab. Friktionstabet bestemmes via Manningformlen hvor til Manning's ruhedskoefficient M skal bestemmes.

$$Q = M \cdot A \cdot R^{2/3} \cdot S_f^{1/2} \quad (7.2)$$

Q	Vandføring
n	Manning's ruhedskoefficient
A	Vandførende areal
R	Hydrulisk radius (Vandførende areal A / Våde perimenter P)
$S_f^{1/2}$	Friktionshældning

HEC-RAS udregner en vandstand til hvert tværsnit ved at løse energiligningen 7.1 med en fremgangsmåde kaldet standard step metoden. Her estimeres vandstanden fra nedstrøms randbetingelse, ofte en kendt vandstand, og i opstrøms retning under sub-kritiske strømningsforhold (Brunner, 2020).

Der vil ikke blive redegjort yderligere for de hydrauliske beregningsprocedurer i HEC-RAS, da projektets fokus ikke er at analysere anvendeligheden af én-dimensionelle steady flow-modeller. I stedet er formålet at vurdere anvendeligheden af syntetiske tværsnit i en sådan model. Det forudsættes i den forbindelse, at HEC-RAS leverer pålidelige hydrauliske beregninger under de givne forudsætninger. For en uddybende gennemgang af de hydrauliske beregninger i én-dimensionelle steady flow-model henvises der til HEC-RAS Hydraulic Reference Manual (Brunner, 2020).

7.1.1 Hastighedsfordeling i tværsnittet

HEC-RAS udregner en vandstandsprofil for hvert tværsnit ved en given vandføring. Ud fra vandstandsprofilen beregnes både tværsnitsarealet og den gennemsnitlige hastighed i tværsnittet. I en habitatmodel er det dog ikke tilstrækkeligt kun at kende middelværdierne for dybde og hastighed i tværsnittet men nødvendigt at kende deres fordeling i tværsnittet.

For at fordele middelhastigheden over tværsnitsprofilen opdeles tværsnittet i 100 delsektioner, hvor der skal bestemmes en dybde og en hastighed for hver delsektion. Antallet af delsektioner blev valgt til 100 for at have en høj nok opløsning til at kunne beskrive variationen af hastigheder og dybder tilstrækkeligt men samtidig minimere beregningstiden. Strømningshastigheden i hver delsektioner beregnes under antagelsen af, at hældningsgradienten (I) er ens langs hele tværsnittets bredde. Dermed afhænger strømningshastigheden i hver delsektion ifølge Manningformlen kun af Manningtallet (M) og den hydrauliske radius (R):

$$V^* \propto M^* R_i^{2/3} \quad (7.3)$$

Ud fra lign. 7.3 bestemmes forholdet mellem strømningshastighederne i tværsnittets delsektioner baseret på et start gæt, der afhænger af M og R for hver sektion. Denne metode sikrer en korrekt relativ fordeling af hastigheder, men bevarer ikke nødvendigvis den samlede vandføring.

For at opretholde den korrekte vandføring justeres strømningshastighederne med en skaleringsfaktor, som enten øger eller reducerer de initiale hastigheder. Skaleringsfaktoren findes ved at løse ligningen 7.4 for c_1 .

$$c_1 \sum (M^* \cdot R_i^{2/3} \cdot A_i) = V \cdot A \quad (7.4)$$

Ud fra ovenstående metode kan dybde- og hastighedsfordelingen i tværsnittet beregnes, så de kan anvendes i habitatmodellen.

7.2 Den økologiske komponent - præferencekurver

Den økologiske komponent i en habitatmodel består af præferencekurver som beskriver hvilke dybder og strømningshastigheder en ørred præfererer. Præferencerne kan kvantificeres med præferencekurver ud fra "suitability indices" (SUI) på en skala fra 0 (laveste præference) til 1 (højeste præference) og angiver sandsynligheden for, at en ørrede vælger at opholde sig i et givent habitat.

Præferencekurver udarbejdes ud fra observationer, f.eks. via elektrofiskning, som viser hvilke steder ørreden præfererer at opholde sig. Data til præferencekurver indsamles ved at observere ørredernes positioner i vandløbet og måle relevante parametre som dybde og strømhastighed.

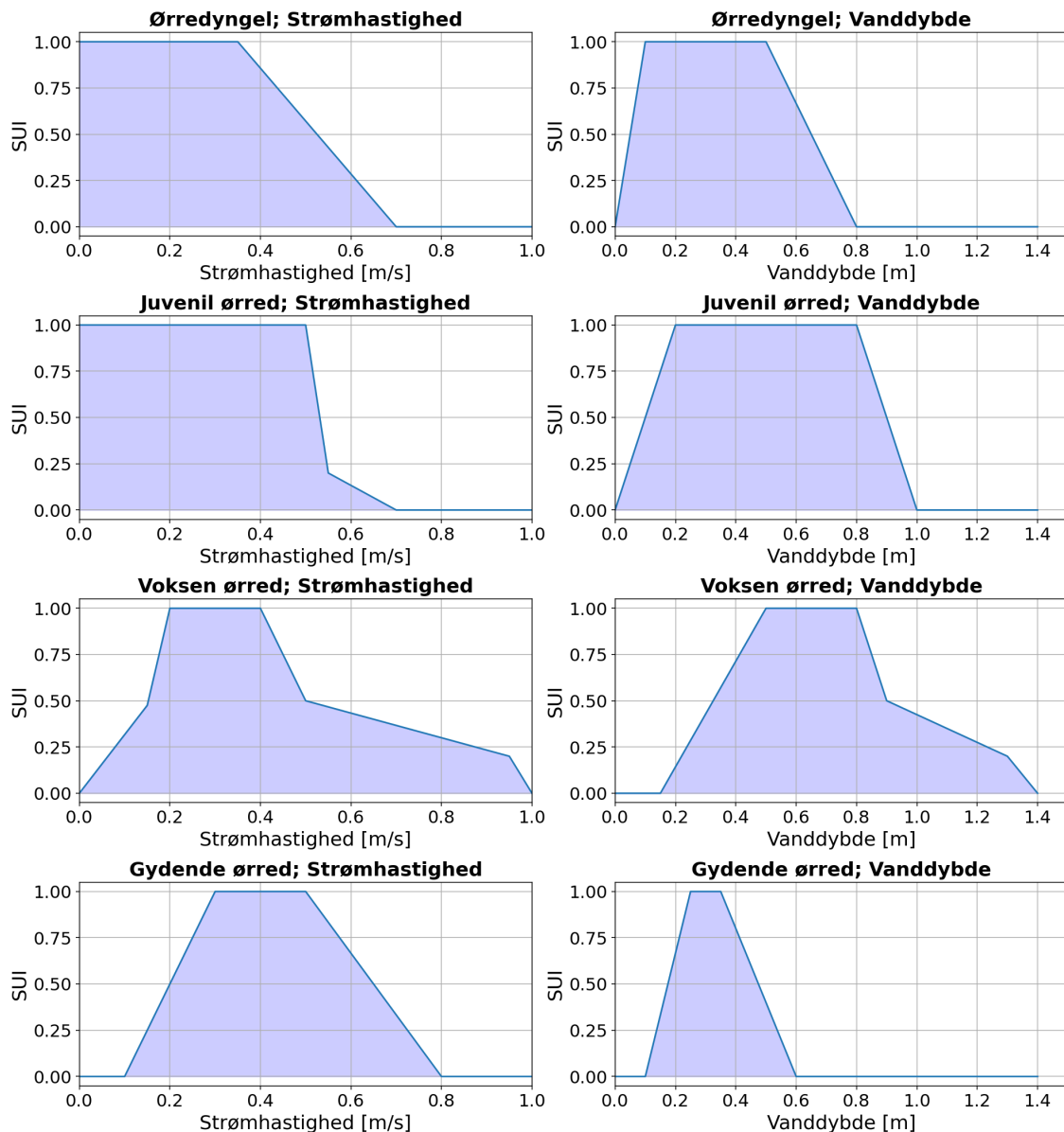
Observationerne af fiskenes placering i vandløbet sammenlignes med de samlede habitatforhold, der omfatter alle forekommende dybder og strømningshastigheder. På baggrund heraf beregnes præferenceværdier, som angiver fiskenes relative præference for forskellige habitatforhold. (Clausen et al., 2006).

Da det er tidskrævende og omkostningsfuldt at udvikle stedsspecifikke præferencekurver for hvert enkelt vandløb, anvendes ofte generelle præferencekurver. Generelle præferencekurver kan være særligt anvendelige til modellering af lave vandføringer, da de reagerer på samme måde som stedsspecifikke præferencekurver (Clausen et al., 2006). Forudsætningen for at anvende generelle præferenceværdier for ørreder er, at de reagerer på samme måde uanset hvilket vandløb den er i, når de samme fysiske vilkår er til stede, samt at der er tale om sammenlignelige hydrauliske- og habitatforhold (Clausen et al., 2006).

For at præferencekurverne skal være præcise, er det vigtigt at tage højde for alder på de undersøgte ørreder. Forskellige livsstadier af ørred, som yngel, juvenil, voksen og gydende ørred, har forskellige præferencer til strømhastighed og vanddybde (Clausen et al., 2006).

Derudover er projektets perspektiv at anvende habitatmodellering som et alternativ til andre metoder til vurdering af vandløbspåvirkning i forbindelse med vandindvinding.

Derfor laves der ikke en dybdegående analyse til at vælge hvilke præferencekurver der bruges, men der taget udgangspunkt i de samme kurver, som er anvendt i tidligere danske habitatmodeller, herunder Lederborg Å, Binderup Å og Idom Å (Clausen et al., 2006; WatsonC, 2023; Lindbjerg, 2018). Præferencekurverne for alle fire livsstadier af ørred kan ses på Figur 7.3.



Figur 7.3. Præferencekurver for ørred yngel, juvenil ørred, voksen ørred og gydende ørred for de fysiske parametre, strømhastighed og vanddybde, benyttet i Clausen et al. (2006); WatsonC (2023)

Ørredyngel defineres som ørreder mellem 0-7 cm. Det kan ses at ørredyngel har en tydelig præference for lav strømhastighed (0-0,3 m/s) og vanddybde (0,1-0,5 m). En juvenil ørred er mellem 7-20 cm og har fortsat præferencer for lave strømhastighed (0-0,5 m/s) og vanddybde (0,2-0,8 m). En voksen ørred (>20 cm) er mere fleksibel i krav til strømhastighed og vanddybde. Det kan ses at de trives bedst ved strømhastigheder mellem 0,3-0,5 m/s og vanddybde mellem 0,3-0,8 m. Gydende ørred er en voksen ørred der er klar til reproduktion, lægge æg og befrugte dem, som sker imellem november og januar. Præferencerne for gydende ørreder ændres til lavere vanddybder (0,2-0,4 m), samt en lille forøgelse af optimal præference for strømhastiger til mellem 0,3-0,5 m/s, da dette er passende til at grave gydebanks og sikre iltning af æggene (Clausen et al., 2006; Rasmussen and Carl, 2019).

7.3 Udregning og fortolkning af WUA

Vandløbstværsnittene er som tidligere nævnt inddelt i flere delsektioner hvortil der er bestemt en strømningshastighed og dybde. Indenfor hver delsektion vægtes dybde og strømhastighed i forhold til præferencekurverne i Figur 7.3.

De hydrauliske modelleringsresultater kombineres med præferencekurverne, ved at vægte dybde, substrat og strømhastighed i hver delsektion for at kunne summere dem op til det totale WUA, (ligning 7.5) for en given del strækning af vandløbet. WUA er derved det optimale vandløbsareal hvor vanddybde- og strømhastighedsforhold har en størrelse, der svarer til en værdi på 1,0 på præferencekurverne for den pågældende ørred. Ved at udregne WUA ved forskellige vandføringer fås WUA som en funktion af vandføringen (Clausen et al., 2006).

$$WUA = \sum_{i=1}^n A_i \cdot SUI_i \quad (7.5)$$

WUA	Weighted Usable Area [m ²]
A _i	Overfalde areal af i'te celle [m ²]
SUI _i	Suitability indices (præferenceværdi) afslæst på præferencekurve for i'te parameter [-]

En anden nyttig måde at opsummere habitatets samlede egnethed ved en given vandføring er at dividere WUA med det samlede tilgængelige areal. Dette resulterer i en dimensionsløs indikator kaldet Hydraulic Habitat Suitability Index (HHS). Indekset går fra 0 som er ringest til 1 som er bedst. Fordelen ved denne tilgang er, at den eliminerer påvirkningen fra ændringer i det befugtede areal ved varierende vandføring, og viser derved kvaliteten af det tilgængelige areal (Scheider et al., 2010). HHS beregnes som:

$$HHS = \frac{1}{A_{ges}} \sum_{i=1}^n A_i \cdot SUI_i \quad (7.6)$$

HHS	Hydraulic Habitat Suitability Index [m ² /m ²]
A _{ges}	Samlet tilgængelig areal
A _i	Overfalde areal af i'te celle [m ²]
SUI _i	Suitability indices (præferenceværdi) afslæst på præferencekurve for i'te parameter [-]

HHS og WUA har to forskellige anvendelser. WUA viser det tilgængelige areal, mens HHS vurderer kvaliteten af det tilgængelige areal. I forhold til et scenarie med vandindvinding, som er projektets emne, vil WUA være det mest oplagte værktøj, da det kan illustrere reduktionen i det tilgængelige habitatareal. HHS er derimod mere anvendelig ved sammenligninger mellem forskellige vandløbsstrækninger eller i forbindelse med restaureringsprojekter, hvor man ønsker at vurdere den økologiske effekt af fysiske ændringer i vandløbet. I dette projekt anvendes primært WUA, da denne indikator giver et

godt billede af, hvordan en reduktion i vandføringen påvirker det tilgængelige habitatareal. Projektets fokus er ikke at vurdere den aktuelle økologiske tilstand i vandløbet, hvilket i højere grad ville kunne belyses gennem en HHS-analyse.

Der findes ingen officiel metode til at fortolke resultaterne fra en habitatmodel med henblik på at fastsætte en acceptabel minimumsvandføring. Generelt bør minimumsvandføringen være tilstrækkelig til at opretholde en bæredygtig fiskebestand, hvilket typisk vurderes ved at analysere kurven, der beskriver WUA kurven som funktion af vandføringen.

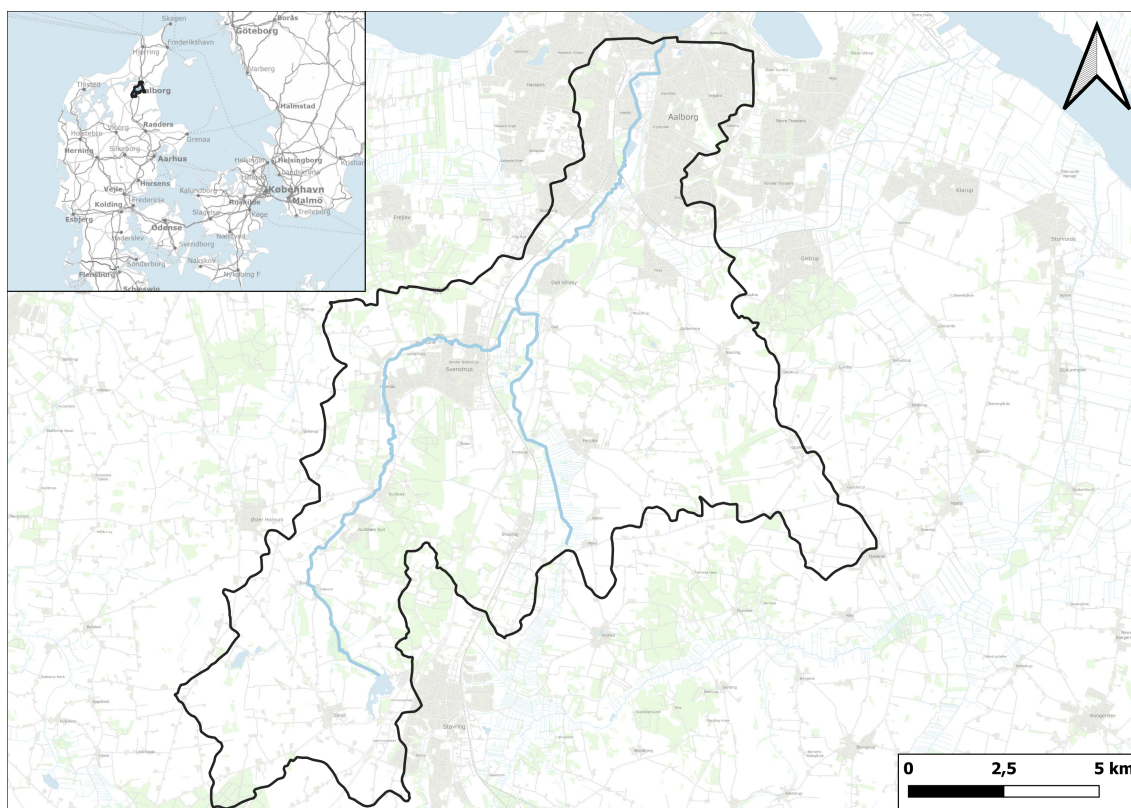
Clausen et al. (2006) har dog foreslået, at minimumsvandføringen kan fastsættes ud fra et af følgende kriterier:

- (a) minimumsvandføring, der giver et fastlagt habitatareal
- (b) minimumsvandføring svarende til en vis procentdel reduktion i det maksimale habitatareal
- (c) minimumsvandføring, der giver et habitatareal svarende til en vis procentværdi af habitatarealet ved MMVF

Selvom der ikke findes officielle retningslinjer for acceptable reduktioner i WUA, giver WUA et mere nuanceret og præcist billede af konsekvenserne ved reduceret vandføring. WUA-metoden formidler således et mere konkret beslutningsgrundlag for beslutningstagere sammenlignet med resultaterne fra medianminimums- og DCE-metoden.

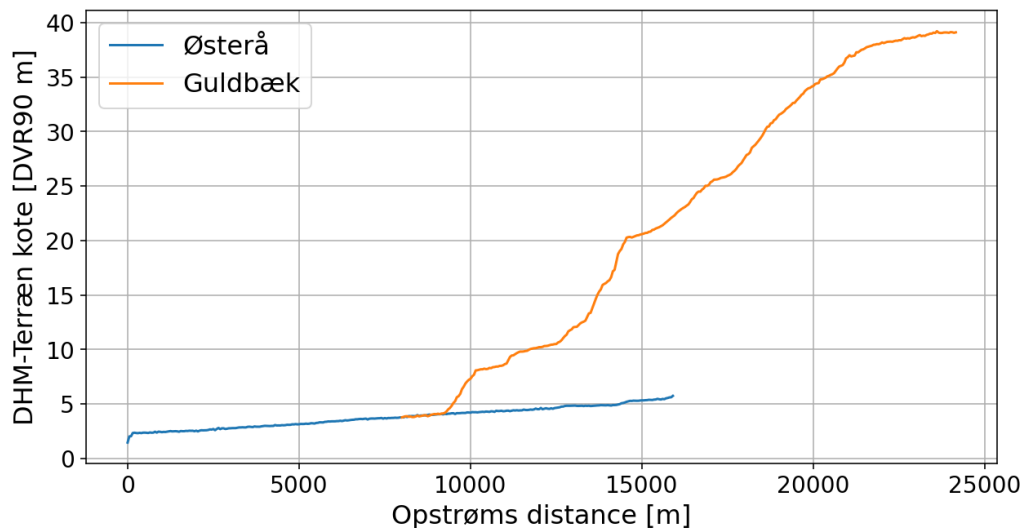
Caseområde for habitatmodellering - Østerå og Guldbæk 8

Østerå-systemet er beliggende i og syd for Aalborg, jf. Figur 8.1. Guldbækken, som udgør den vestlige gren af systemet, løber sammen med Østeråen, der danner den østlige gren, hvorefter det samlede vandløb fortsætter mod Aalborg. Det samlede vandløbssystem har et opland på ca. 143 km².



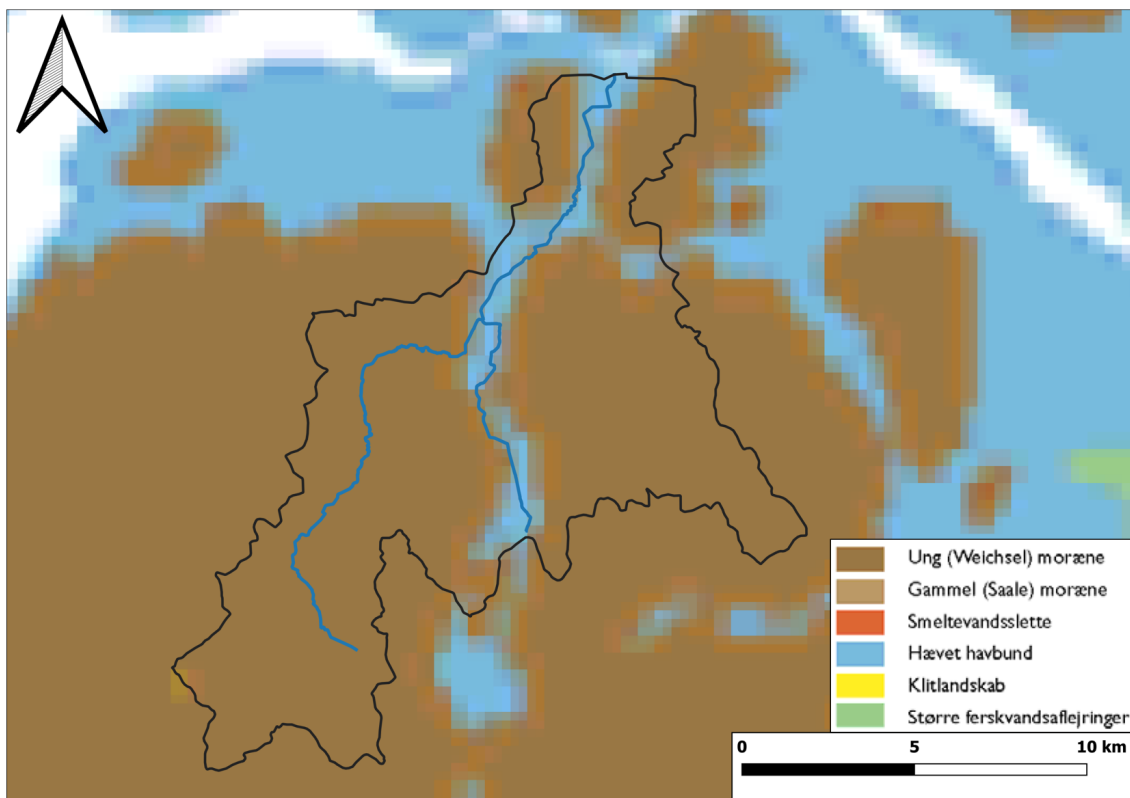
Figur 8.1. Østeråen, (øst vandløbet) og Guldbækken(vest vandløbet) med det tilhørende vandløbsopland (sort linje).

Østeråen og Guldbækken blev valgt da de to grene har forskellige karakteristika. Som det kan ses på Figur 8.2 er Guldbækken præget af et stort fald mod sammenløbet med Østeråen som har et langt mindre fald. Yderligere er Guldbækken mindre reguleret og mere sinuøs sammenlignet med Østeråen.



Figur 8.2. Terræn kote for vandløbsmidten af Østerå-Guldbæk vandløbet. Guldbækken (orange) falder ca. med 35 meter over 15 km. gennemsnitlig 2.5 promille mens Østerå (blå) falder ca 4 meter over 16 km. gennemsnitlig 0.25 promille.

Derudover løber Østeråen og Guldbækken også i to forskellige landskabstyper, henholdsvis hævet havbund og ung moræne landskab. Landskabstypen for Østeråen og Guldbækken kan ses i Figur 8.3.



Figur 8.3. Landskabstype for Østeråen og Guldbækken. Østeråen løber primært i hævet havbund(blå) mens Guldbækken primært løber i ung moræne landskab(brun (Hinsby and Dahl, 2010))

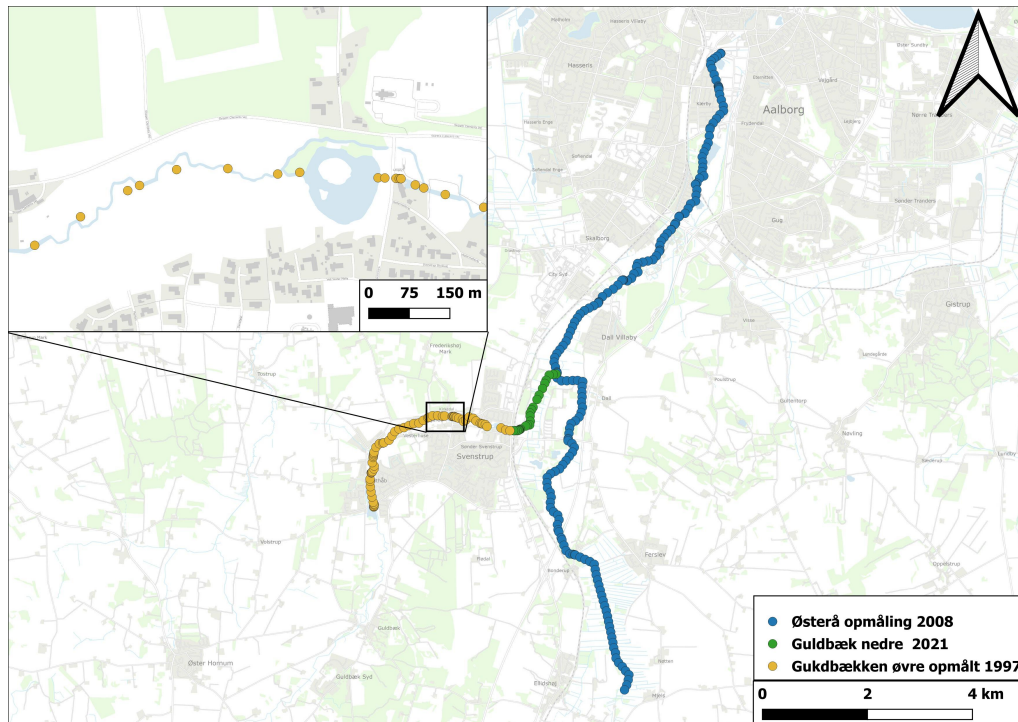
Ud over landskabstypen og hældningsprofilen varierer også den generelle størrelse af vandløbet i Østerå og Guldbækken, hvilket kommer til udtryk gennem forskelle i bredde, vandføring og oplandsstørrelse. Variationerne inde for samme vandløbssystem giver derfor mulighed for at vurdere og teste robustheden af habitatmodellering, med modelleret tværsnit, for forskellige typer af vandløb.

8.1 Opsætning af habitatmodel af Østeråen og Guldbækken med opmålte tværsnit

I følgende afsnit vil der blive gennemgået opsætning af den hydrauliske komponent til en habitatmodel for Østeråen og Guldbækken. Den hydrauliske komponent bliver sat op i HEC-RAS som en 1D steady flow model. Dette indbefatter indsamling af data om tværsnit, vandstand, vandføring og vandløbshældning.

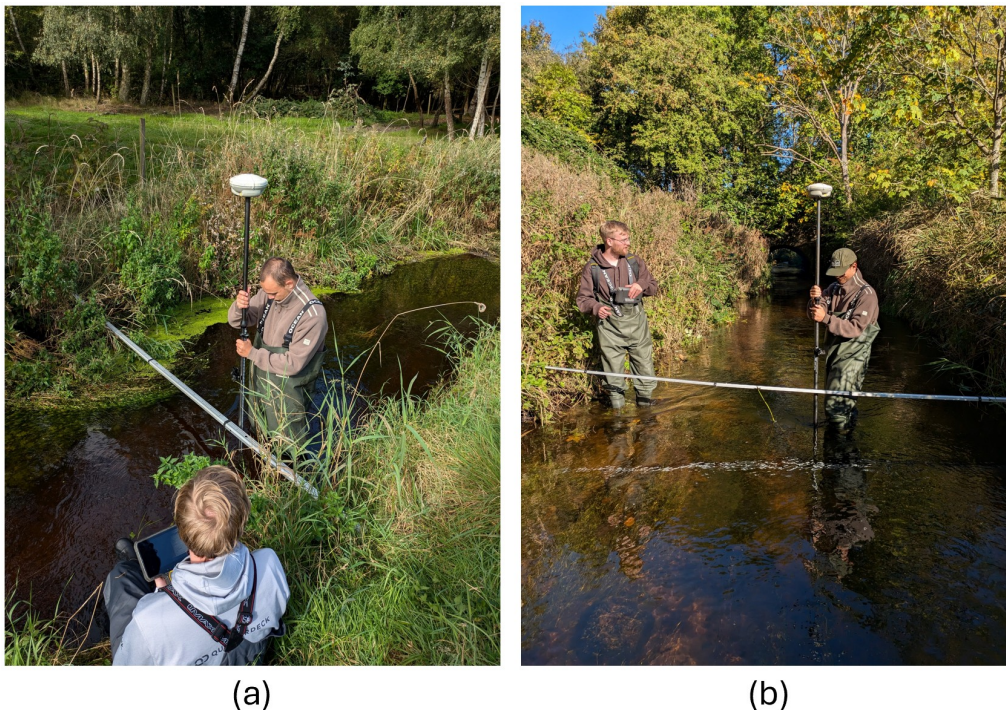
8.1.1 Vandløbstværsnit for Østeråen og Guldbækken

Fot at kunne opbygge en habitatmodel, og herunder en hydalisk model for Østeråen og Guldbækken skal der som nævnt bruges tværsnitsopmålinger for at beskrive vandløbsgeometrien. For Østerå-Guldbæk systemet eksisterer der allerede regulativopmålinger som blev udleveret af Kougiou et al. (2025). Regulativopmålingerne er udført cirka hver 100. meter, med ekstra tværprofilmålinger ved ændringer i vandløbets karakter, såsom variationer i bredde og hældning, eller anlæg som broer. Som illustreret i Figur 8.4 er regulativopmålingerne for Østeråen og Guldbækken foretaget på forskellige tidspunkter 1997, 2008 og 2021. Opmålingerne fra 1997 for den nedre del af Guldbækken vurderes dog ikke længere at være valide, da dele af vandløbet sidenhen er blevet genslynget, og der er etableret omløbstryk rundt om forskellige søer. Denne ændring har resulteret i, at de ældre tværsnit ikke længere stemmer overens med vandløbets nuværende forløb. I Figur 8.4 kan det ses at tværsnit i Guldbækken er lokaliseret uden for vandløbet.



Figur 8.4. Regulativ opmålinger af Østeråen og Guldbækken foretaget i 1997 (gul), 2008 (blå) og 2021 (grøn).

For at inkludere Guldbækken i habitatmodellen er der udført supplerende tværsnits-opmålinger. Figur 8.5 viser et eksempel på opmålinger af vandløbstværsnit i Guldbækken. Vandløbsopmålingen blev gennemført over flere dage i løbet af efteråret 2024.



Figur 8.5. Opmåling af Guldbækken med dGPS. (a) er ca 16 km. opstrøms i Guldbækken mens (b) er ca 19 km opstrøms i Guldbækken.

Tværsnits opmålinger blev udført hver ca. 20-50, meter over en strækning på ca. 8 kilometer, fra Guldbæk til Svenstrup, (se Figur 8.6). I alt blev der målt 235 tværsnit. Tværsnittene blev målt vinkelret til strømningsretningen, hvor der blev taget målinger på tværs af vandløbet ca. hver 20 cm.



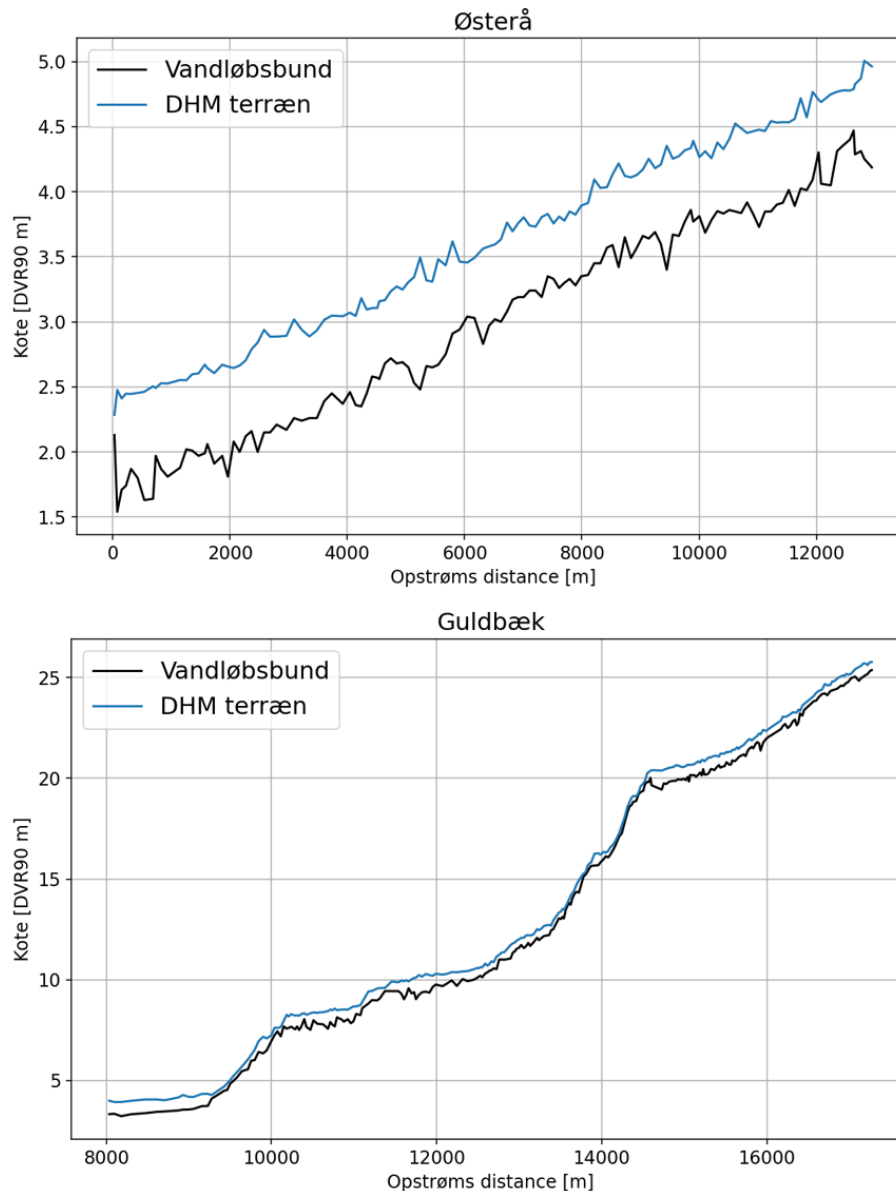
Figur 8.6. Oversigt over tværsnitsopmålinger i Guldbækken.

Vandløbsopmålingen blev udført med en Trimble R8 Model 2 GPS. Grunden til den høje frekvens af tværsnit i Guldbækken sammenlignet med Østeråen skyldes at i HEC-RAS hydrauliske reference manual foreslås ligning 8.1 til at give et bud på den maksimale afstand mellem vandløbstværsnittene i modellen (Brunner, 2020).

$$\Delta x = \frac{0.15D}{S_0} \quad (8.1)$$

Δx	minimum distance mellem tværsnit (m)
D	middel dybde i tværsnittet (m)
S_0	Hældning på vandløbsbunden (m/m)

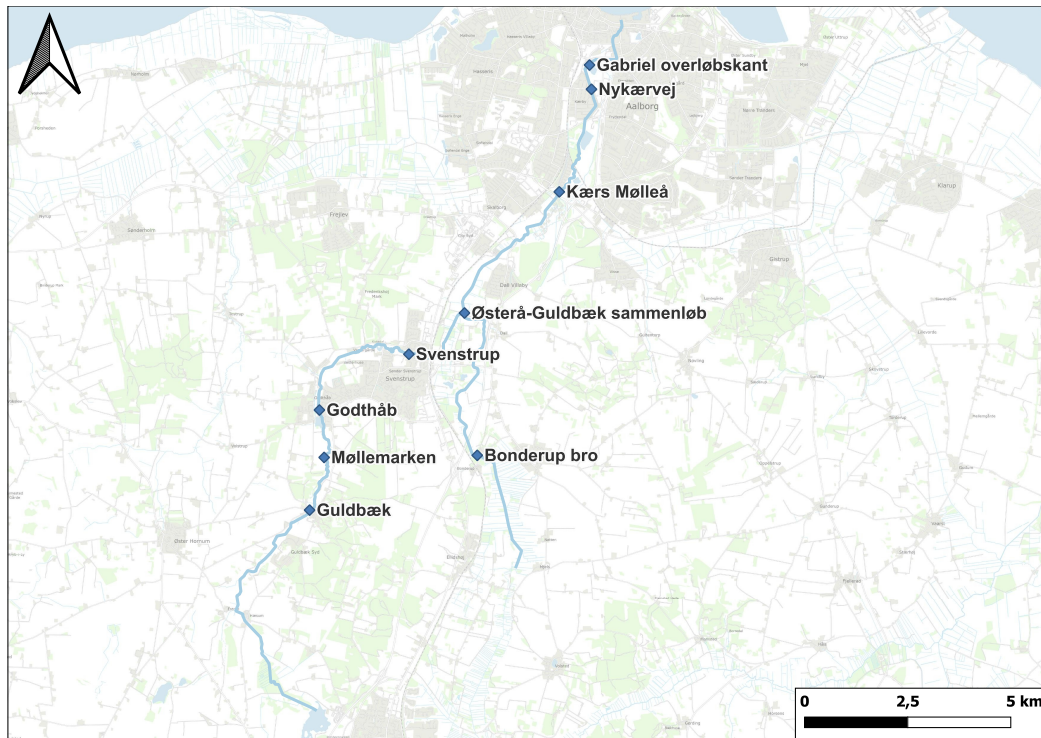
Ligningen viser, at mindre og stejlere vandløb kræver en højere frekvens af tværsnit. Årsagen er, at tværsnit med for store afstande imellem sig ikke vil være tilstrækkeligt repræsentative til at beskrive vandløbets variationer. Siden Guldbækken er et væsentligt stejlere og mindre vandløb end Østeråen resulterer dette i den højere frekvens af tværsnit. Med tværsnitsopmålingerne fra Østeråen og Guldbækken kan vandløbsprofilen skitseres i Figur 8.7 hvor bundkoten af de opmålte tværsnit kan ses sammen med DHM/Terræn koten for vandløbsmidten.



Figur 8.7. Vandløbsbund kote af Østeråen sammen med DHM/Terræn koten for vandløbsmidten.

8.1.2 Vandstandsmålinger i Østeråen og Guldbækken

Den 7. juli 2024 blev der opsat syv vandstandsstationer i Østeråen og Guldbækken. I Guldbækken blev der etableret stationer i byerne Guldbæk, Godthåb og Svenstrup samt en ekstra station mellem Guldbæk og Godthåb, kaldet Møllemarken. I Østeråen blev der opsat en vandstandsstation i den øvre del ved Bonderup Bro, en ved sammenløbet af Østerå og Guldbækken samt en i Aalborg ved Nykærvej. Derudover findes der allerede en eksisterende vandstandsstation, Kærs Mølleå, som har været i drift siden 1970 og drives af Miljøstyrelsen, mellem Østerå-Guldbæk sammenløbet og Nykærvej. Den 6. september 2024 blev der desuden etableret en ekstra vandstandsstation lidt nedstrøms for Nykærvej ved virksomheden Gabriel. Her kan en overløbskant benyttes til senere at bestemme en vandføring. På Figur 8.8 vises placeringen af vandstandsstationerne i Østeråen og Guldbækken, mens Figur 8.9 viser billeder ved lokationen af de i alt 9 etablerede vandstandsstationer.

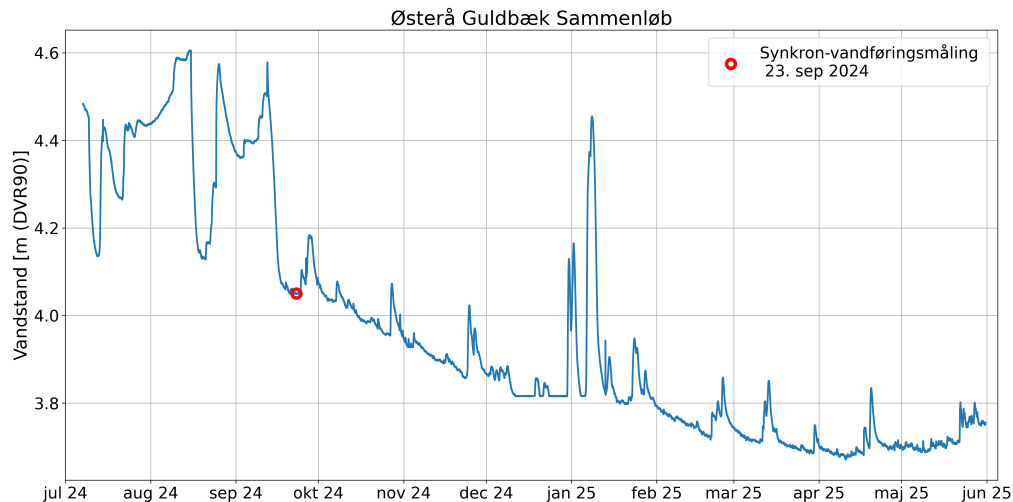


Figur 8.8. Oversigt over de 9 forskellige vandstandsstationers placering i Østeråen og Guldåbækken



Figur 8.9. (a) Gabriel overløbskant, (b) Nykærvej, (c) Kærs Mølleå, (d) Østerå-Guldåbæk sammenløb, (e) Bonderup bro, (f) Svenstrup, (g) Godthåb, (h) Møllemarken, (i) Guldåbæk

Den målte tidsserie for Østerå Guldbæk sammenløb er i perioden fra 7. juli 2024 til 31. maj 2025 er vist i Figur 8.10, hvor tidsserier for de resterende 8 vandstandsmålere kan ses i bilag E.1. Udover vandstandsmåling ved målestationerne er der også udført synkrone vandføringsmålinger som vil blive benævnt i afsnit 8.1.3. Datoen for synkronvandføringsmålingen er markeret med rød for den 23. september 2024.



Figur 8.10. Vandstandsmåling ved Østerå Guldbæk sammenløb fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret med rød.

8.1.3 Synkrone vandføringsmålinger i Østeråen og Guldbækken

For at se hvordan vandføringen stiger op igennem Østeråen og Guldbækken under en tør sommersituation blev der d. 23. september 2024 udført en synkron-vandføringsmålingen ved alle vandstandsstationerne med undtagelse af Kærs Mølleå. Da projektets emne omhandler habitatmodellering i relation til vandindvinding, er det vigtigt at de synkrone vandføringsmålinger repræsenterer den mest kritiske periode. Kritiske perioder opstår typisk i tørre sommermåneder, hvor vandføringen i forvejen er lav, og hvor yderligere reduktion kan have stor betydning for de økologiske forhold i vandløbet (Miljøministeriet, 2023). Vandføringsmålingen blev udført d. 23. september 2024 da der ikke har været regn to uger for inden og at der har været grødeskæring ugen forinden. Dette gjorde vandstanden var noget af det laveste i daværende måleperiode. Se Figur 8.10 hvor synkron vandføringsmålingen er markeret på hydrograferne.

Vandføringsmålinger blev udført med Teledyne RD Instruments' StreamPro ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) ved Gabriel overløbskant, Nykærvej og Østerå Guldbæk sammenløb mens der blev udført en vandføringsmålinger med en håndholdt OTT MF-pro elektromagnetisk doppler ved Bonderup Bro, Svenstrup, Godthåb, Møllemarken og Guldbæk. I Figur 8.11 kan en vandføringsmåling med de to instrumenter ses.

I Figur 8.12 kan de synkrone vandføringer d. 23. september 2024 ses for vandløbsstationerne i Østeråen og Guldbækken. For vandløbsstationen Godthåb føres en del af Guldbækkens vandføringen igennem en sø hvor til Godthåb stationen er placeret i omløb stryget, hvor det kan ses at vandføringen er mindre i Godthåb end opstrøms ved Møllemarken.

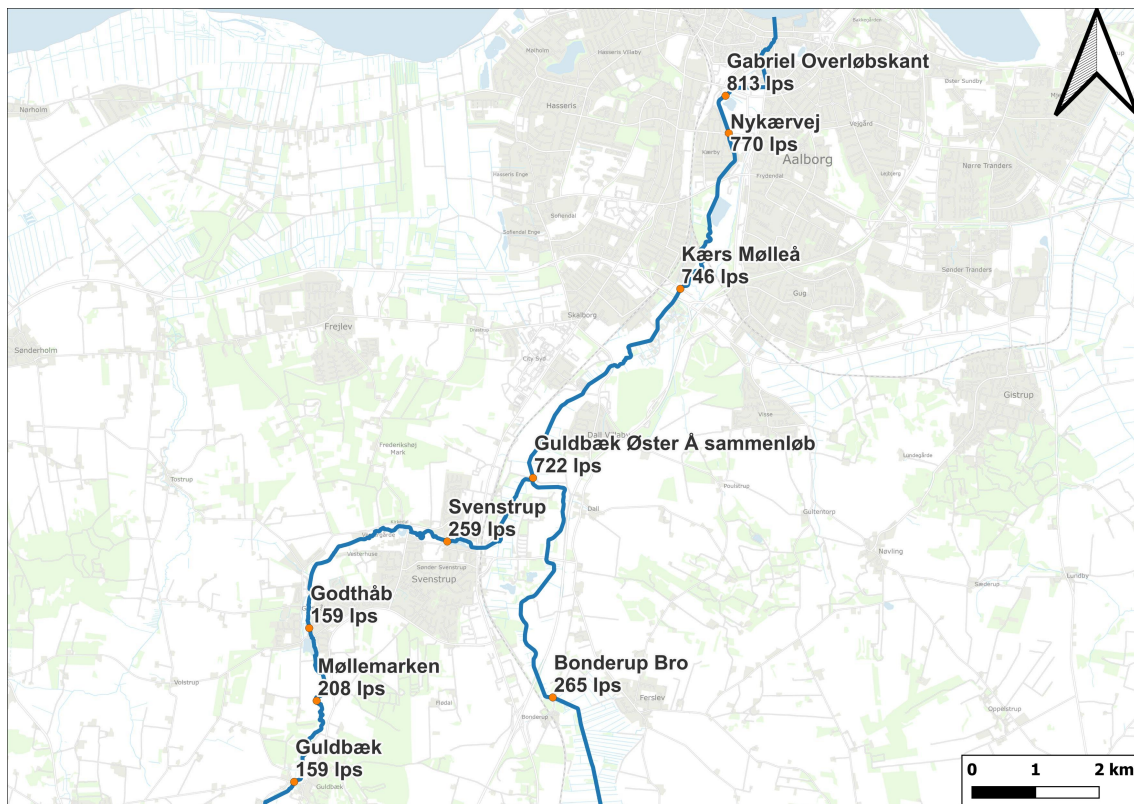


(a)



(b)

Figur 8.11. (a) viser en vandføringsmåling ved Østerå-Guldbæk sammenløbet med StreamPro ADCP , mens figur (b) viser en vandføringsmåling med en OTT MF-pro elektromagnetisk doppler.



Figur 8.12. Vandføringsmålinger udført d. 23. september 2024 ved vandløbsstationer i Østeråen og Guldbækken

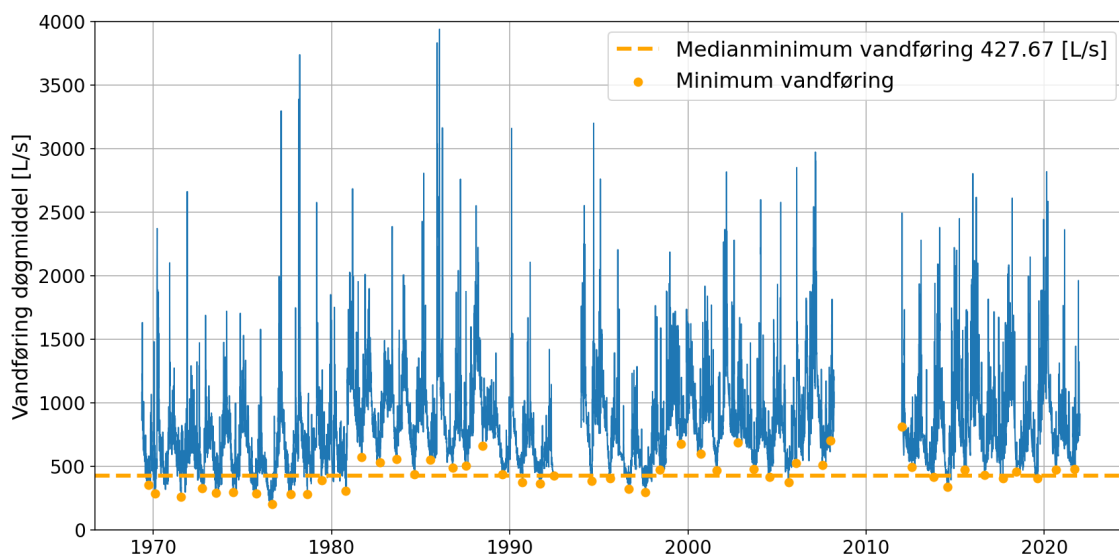
Til HEC-RAS modellen skal hvert tværsnit gives en vandføring. Til at give hvert tværsnit en vandføring interpoleres vandføringen mellem hver vandløbsstation baseret på oplandstørrelsen. I tabel 8.1 kan man se de målte vandføringer for hver station med stationens tilhørende oplandstørrelse og vandløbsstationens procent andel af den fulde vandføring ved den nederste station Gabriel overløb.

Tabel 8.1. Vandløbsstationer med angivelse af vandføring, oplandsareal og hver stations andel af den samlede vandføring (%)

Station	Vandføring (m ³ /s)	Opland (km ²)	Andel (%)
Gabriel overløb	0.813	110.42	100.00
Nykærvej	0.770	107.74	94.71
Kærs Mølleå	0.746	103.17	91.76
Guldbæk Øster å sammenløb	0.722	94.56	88.81
Bonderup Bro	0.265	23.50	32.59
Svenstrup	0.259	53.81	31.86
Godthåb	0.159	43.47	19.56
Møllemarken	0.208	40.19	25.58
Guldbæk	0.159	34.07	19.56

8.1.4 Medianminimumsvandføring i Østeråen

Vandløbsstationen Kærs Mølleå som er drevet af Miljøstyrelsen har registreret vandføring siden 1970 hvortil det er muligt at estimere en medianminimumsvandføring (MMVF). MMVF estimeres ved at tage den mindste vandføring til hvert år og heraf tage median af de mindste årlige vandføringer. I Figur 8.13 kan de mindste årlige vandføringer ses hvor MMVF er udregnet til at være 427.67 L/s.



Figur 8.13. De mindste årlige vandføringer (orange punkter) til udregning af medianminimumsvandføring (stiblet linje) for målestation Kærs Mølleå i Østeråen.

MMVF kan herefter blive modelleret i en habitatmodel for at vise hvor stort habitatareal det vil svare til. MMVF udregnet ved kærs mølleå vil blive skalleret op igennem østeråsystemet ved at sammenligne vandløbsstationernes synkrone vandføringsmåling.

8.1.5 QH-relation ved Gabriel overløbskant

Som den nedre randbetingelse i den hydrauliske model skal der bruges en kendt vandstand. Til dette udnyttes det at der er et overløb i den nederste del af Østeråen i Aalborg. Denne ses på Figur 8.14.



Figur 8.14. Overløbskant ved vandløbsstationen Gabriel.

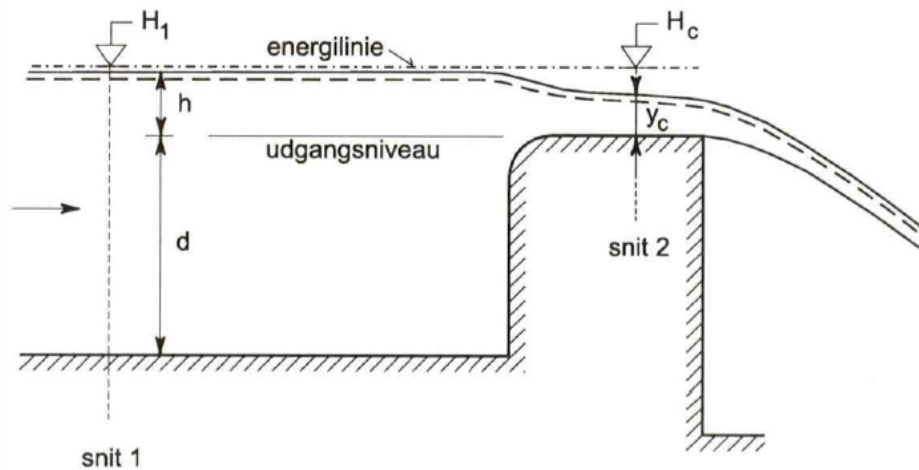
Ud fra overløbet kan der etableres en QH-relation hvor den hydrauliske model fastsætter en vandstand som nedre randbetingelse som funktion af vandføringen. Et overløb defineres som der hvor strømnings skifter fra strømmende til strygende (Brorsen and Larsen, 2009). Vandføringen i et overløb med en bred kronekant findes udfra lign. 8.2

$$Q = C \cdot B \cdot h \cdot \sqrt{2gh} \quad (8.2)$$

Hvor C er givet som:

$$C = \sqrt{\frac{4}{27\alpha}} \quad (8.3)$$

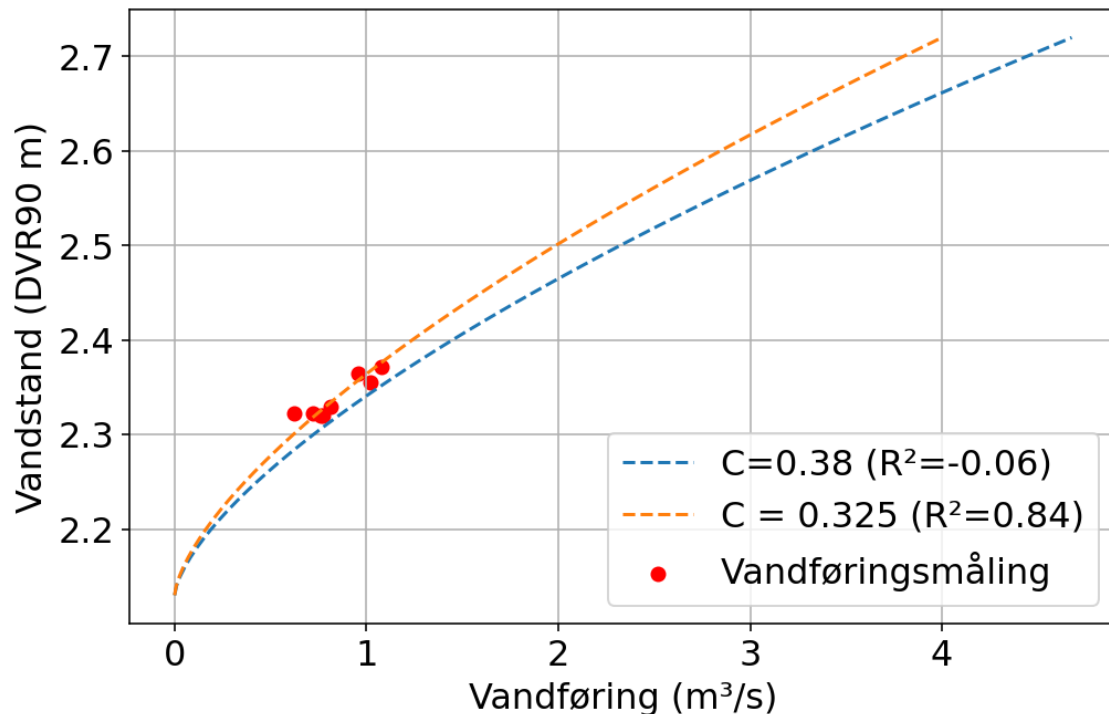
De enkelte komponenter i lign. 8.2 kan ses skitseret i Figur 8.15



Figur 8.15. Overløb med bred kronekant (Brorsen and Larsen, 2009).

Ifølge ligning 8.2 skal tværsnittet på overløbskanten være rektangulært samt at strømmingen sker med hydrostatisk trykfordeling.

Ud fra ligning 8.2 kan en QH-relation opstilles mellem vandføringen og vandstanden på overløbskanten. Overløbskanten er blevet opmålt til at have en bredde på 6.12 meter, og bundelevation af kronekanten er kote sat til at være 2.13 DVR90 meter. QH-relation kan ses i Figur 8.16.



Figur 8.16. QH-relation for vandløbstation Gabriel overløbskant. QH-relationen er givet ud fra overløbsformlen med bred kronekant ligning 8.2. Den oprindelige overløbsformel (blå) hvor $C = 0.38$ er justeret til $C = 0.325$ (orange) for bedre at stemme overens med vandføringsmålinger (rød prikker).

Til at validere QH-relationen er der udført vandføringsmålinger for overløbskanten ved Gabriel, tabel 8.2, med Teledyne RD Instruments' StreamPro ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). Som det kan ses på Figur 8.16 ligger vandføringsmålingerne over den oprindelige overløbsformel funktion (blå). Derfor er C i overløbsformlen blevet justeret til 0.325 hvortil overløbsformlen passer bedst over ens med vandføringsmålinger (orange).

Tabel 8.2. Målte vandføringer ved vandløbstation Gabriel overløb.

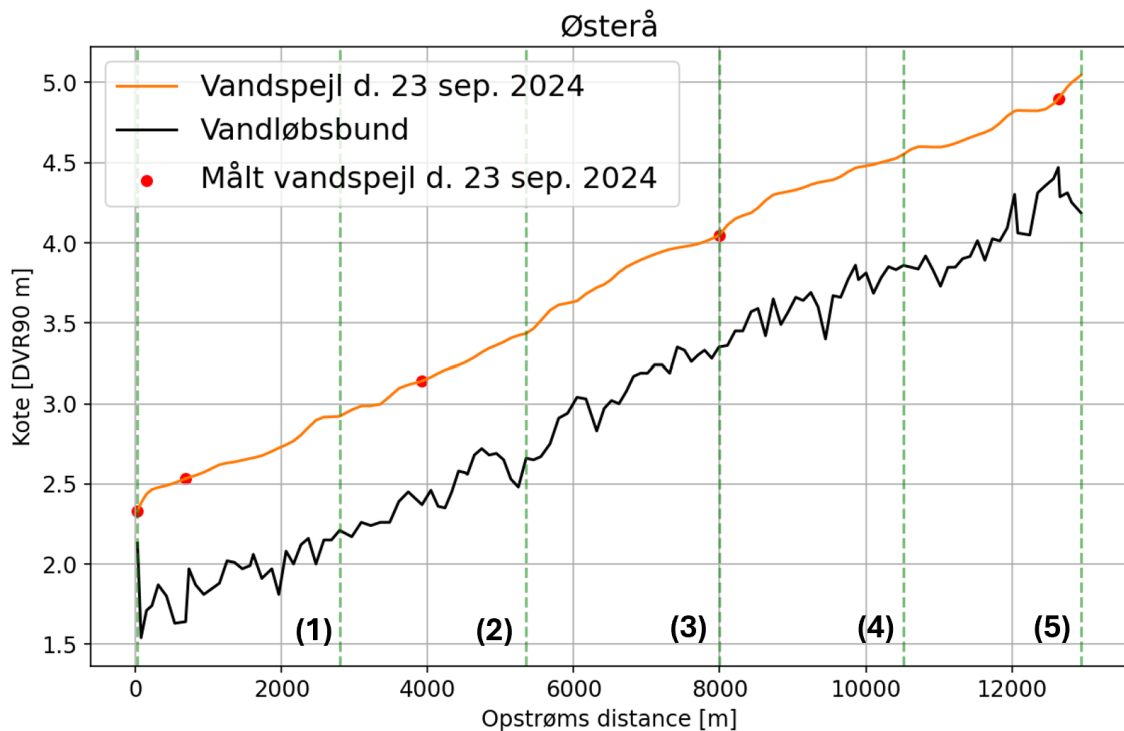
Dato	Vandføring [l/s]	Vandstand [DVR 90 m]
23-09-2024	0.813	2.329
07-10-2024	0.775	2.322
28-10-2024	1.023	2.355
03-11-2024	0.625	2.322
22-11-2024	0.720	2.323
26-11-2024	0.959	2.365
27-11-2024	1.077	2.372
10-04-2025	0.763	2.322

8.1.6 Kalibrering af den hydraulisk model med opmålte tværsnit

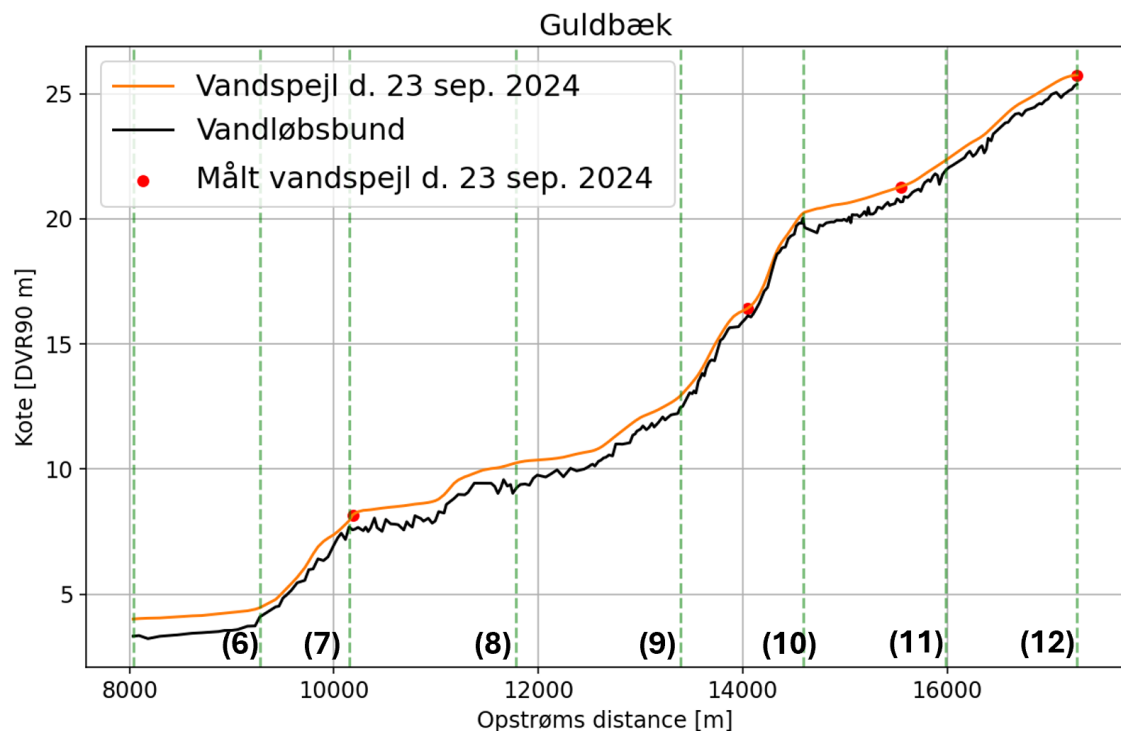
Inden den hydrauliske model kan anvendes i habitatmodelleringen, er det nødvendigt at kalibrere modellen mod observerede vandstand i vandløbssystemet. Disse vandstande er bestemt ud fra vandstandsmålinger, registreret ved vandstandsstationerne i Østeråen og Guldbækken på tidspunktet for de synkrone vandføringsmålinger den 23. september 2024.

Da vandstandsmålingerne kun findes ved de faste stationer i vandløbssystemet, anvendes DHM/Terræn til at supplere data langs vandløbsstrækningerne. Vandspejlskoterne, ind målt fra DHM/Terræn, er skaleret således, at de matcher de observerede vandstandsmålinger fra den 23. september 2024. Ved at skalere DHM/Terræn i vandløbsmidten til vandspejlsmålingerne antages det, at den resulterende vandstand er repræsentativ for den vandføring, der var den 23. september 2024.

For at kalibrere modellen til vandspejlet inddeles Østeråen og Guldbækken i 12 forskellige del strækninger, hvortil der kalibreres et individuelt Manningtal. Dette gøres, da der ikke kan antages, at den hydrauliske modstand er ens langs hele vandløbsstrækningen. Særligt i Guldbækken, hvor der er store variationer i vandspejlshældningen, kan dette indikere forskelle i substratets karakteristika langs strækningen. Sådanne variationer vil påvirke den hydrauliske modstand og nødvendiggør derfor en opdeling i flere kalibreringssektioner. I Figur 8.17 og 8.18 ses de repræsentative vandspejl for den 23. september 2024. Dette vandspejl bliver modellen kalibreres mod, sammen med de målte vandspejl ved vandløbsstationerne. Derudover viser figurene delstrækninger opdelt med grønne stiplede linjer.



Figur 8.17. Østeråvandløbsprofil. Vandløbsbunden (sort) er vist sammen med vandspejlet (orange), som den hydrauliske model skal kalibreres imod. Vandspejlet er skaleret fra DHM/Terræn, så det matcher vandspejlsmålingerne (røde prikker) under vandføringsmålingerne den 23. september 2024. Vandløbsprofilen er opdelt i 5 del strækninger med henblik på individuel kalibrering af Manningtal.



Figur 8.18. Guldbæk vandløbsprofil. Vandløbsbunden (sort) er vist sammen med vandspejlet (orange), som den hydrauliske model skal kalibreres imod. Vandspejlet er skaleret fra DHM/Terræn, så det matcher vandspejlsmålingerne (røde prikker) under vandføringsmålingerne den 23. september 2024. Vandløbsprofilen er opdelt i 7 del strækninger med henblik på individuel kalibrering af Manningtal.

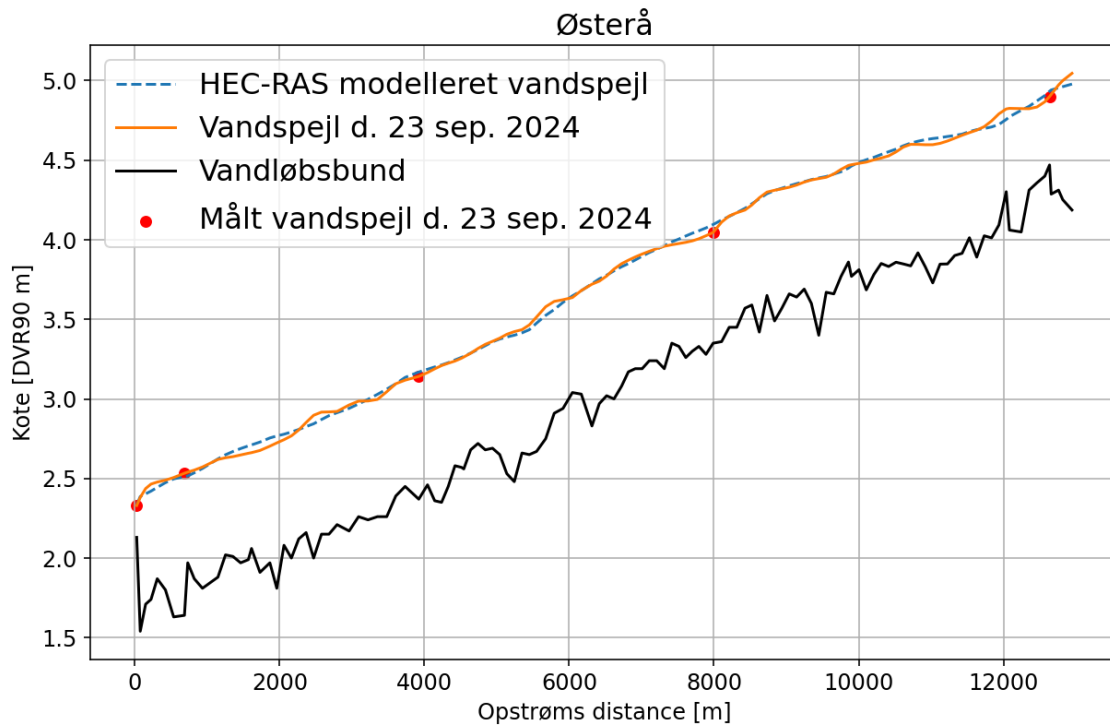
For hver sektion bestemmes Manningtallet iterativt ved at sammenligne det beregnede vandspejl med det målte vandspejl, hvorefter der beregnes en RMSE værdi. Det Manningtal, der giver den laveste RMSE værdi mellem det estimerede og det observerede vandspejl, anvendes i den efterfølgende habitatmodel. Kalibreringen udføres i opstrøms retning, hvor delsektion 1 kalibreres først, efterfulgt af delsektion 2 osv. Denne kalibreringsprocedure blev gentaget tre gange, da yderligere gentagelser medførte ubetydelig fejlreduktion.

I tabel 8.3 ses det kalibrerede Manningtal for hver delsektion i henholdsvis Østeråen og Guldbækken.

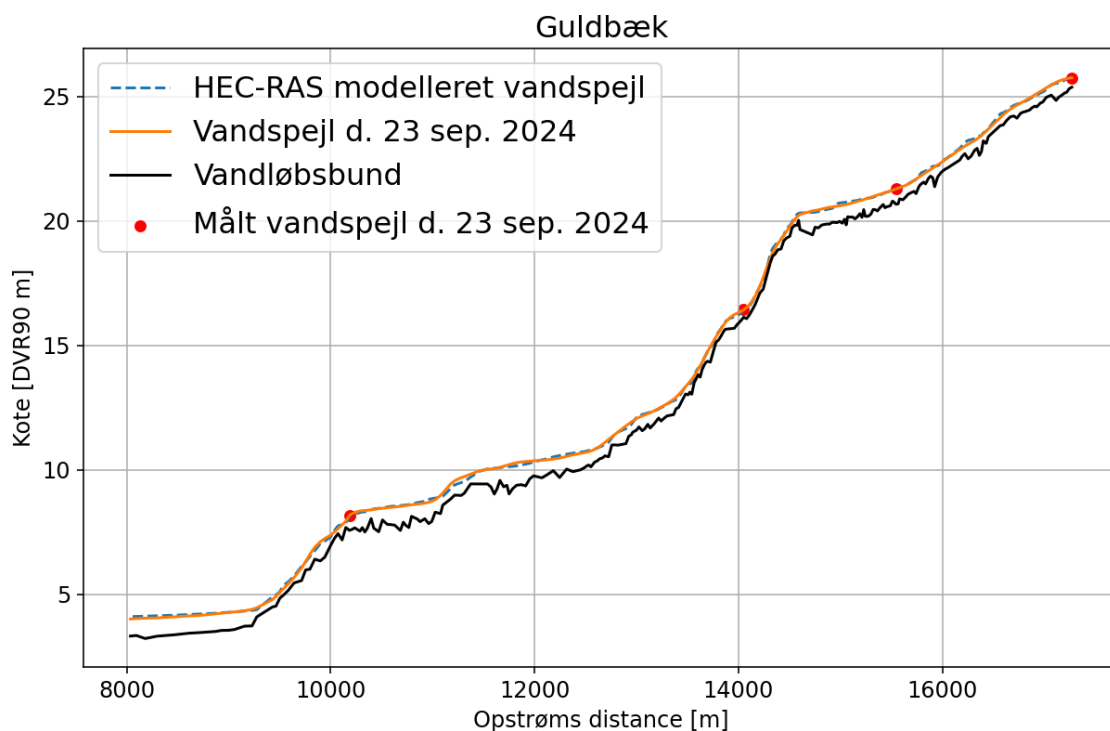
Tabel 8.3. Kalibreret Manningtal for hver delstrækning i Østeråen Figur 8.17 og Guldbækken Figur 8.18.

Sektion	nr.	Manningtal
Østerå	1	23.3
Østerå	2	21.6
Østerå	3	15.56
Østerå	4	14.05
Østerå	5	17.75
Guldbæk	6	15.05
Guldbæk	7	7.7
Guldbæk	8	9.5
Guldbæk	9	7.3
Guldbæk	10	7.75
Guldbæk	11	11.8
Guldbæk	12	9.9

Det modelleret vandspejl efter kalibreringen af Manningtal kan ses i Figur 8.19 og 8.20 for henholdsvis Østeråen og Guldbækken.



Figur 8.19. Modelleret vandspejl for Østeråen (blå) efter kalibrering af Manningtal til vandspejlet fra vandspejlsmålingerne (røde prikker) d. 23. september 2024.



Figur 8.20. Modelleret vandspejl for Guldbækken (blå) efter kalibrering af Manningtal til vandspejlet fra vandspejlsmålingerne (røde prikker) d. 23. september 2024.

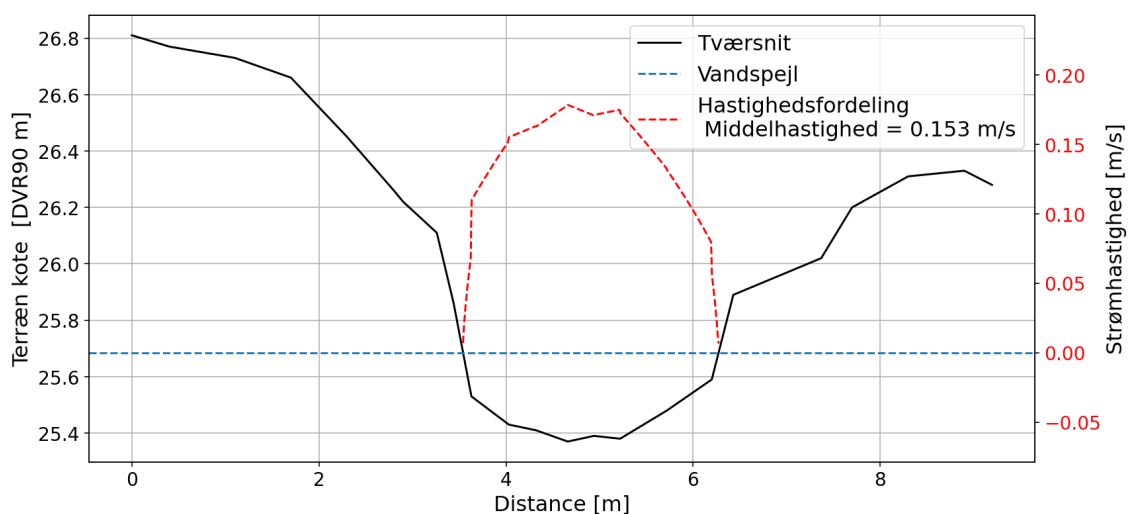
Som det fremgår af Figur 8.19 og 8.20, stemmer det modellerede vandspejl godt overens

med de observerede vandstande. Dette er forventeligt, da datagrundlaget omfatter et forholdsvis stort antal vandstandsmålinger, hvilket styrker modellens nøjagtighed.

Når den hydrauliske vandløbsmodel er kalibreret, kan vandstande og middelvandhastigheder for forskellige vandføringer udtrækkes. Næste skridt er dermed at bestemme hastighedsfordelingen i tværsnittene i stedet for at anvende en fast middelvandhastighed.

8.1.7 Hastighedsfordeling i tværsnittene

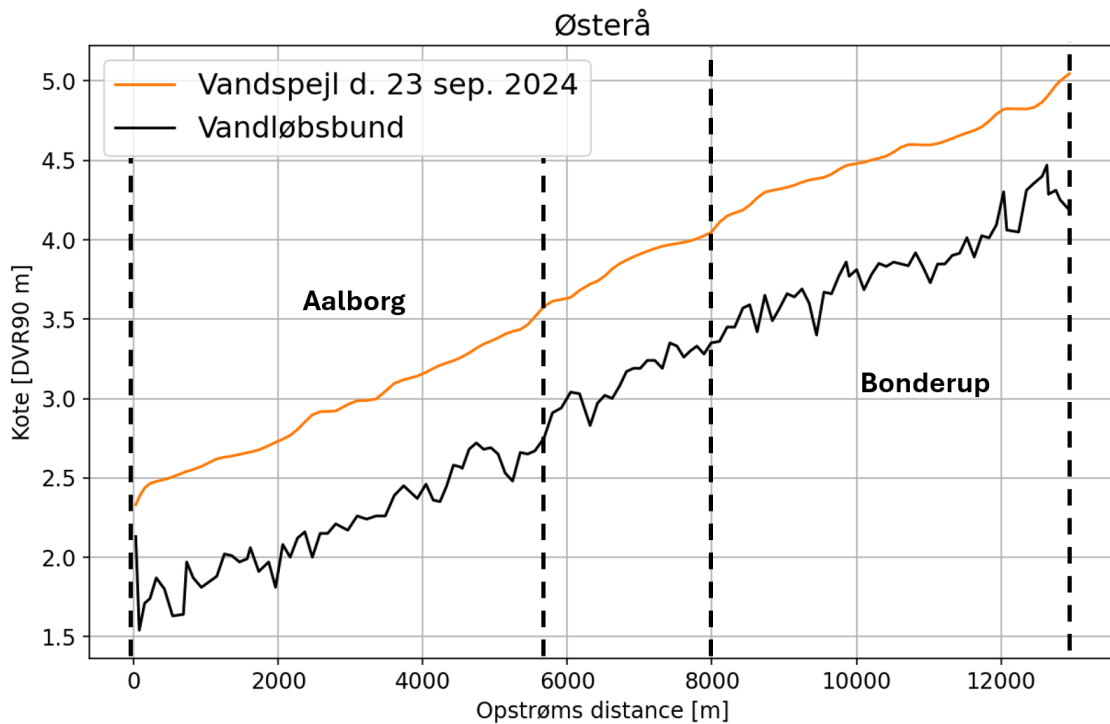
Den sidste del af den hydrauliske modellering består af at inddele tværsnittet i delsektioner og fordele middelstrømningshastigheden hen over tværsnittet. Fordelingen af hastigheder udføres som beskrevet i afsnit 7.1 ud fra ligning 7.4. Hastighedsfordelingen i et tværsnit fra Guldbækken kan ses i Figur 8.21.



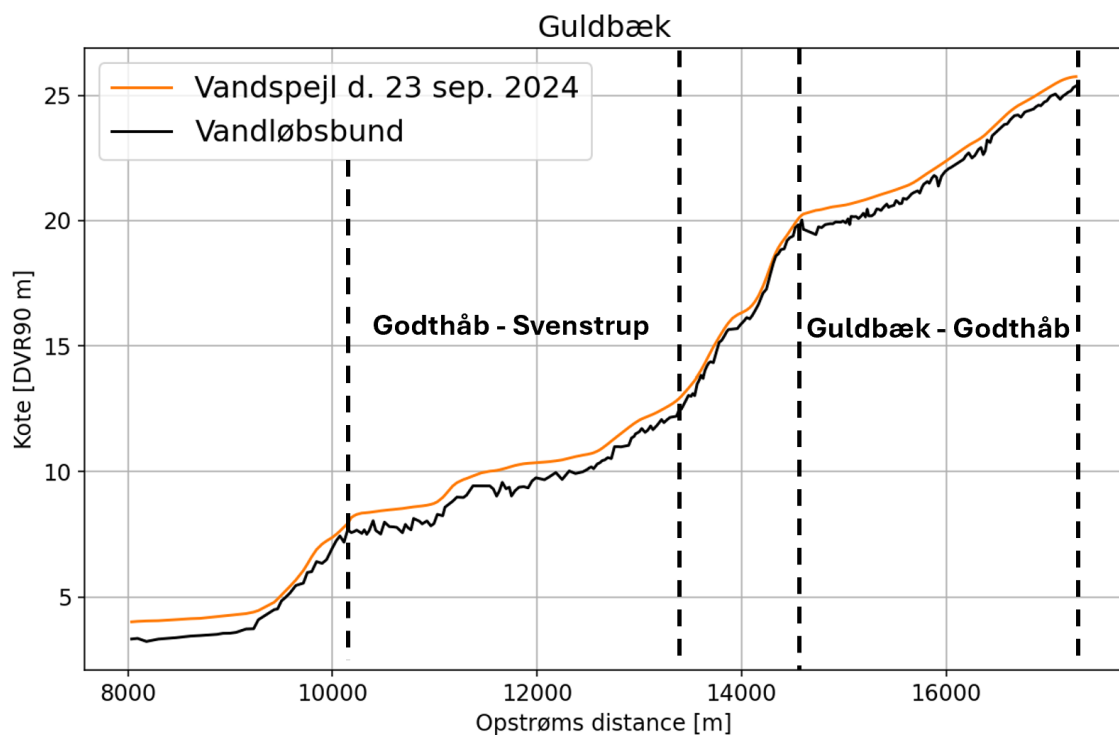
Figur 8.21. Eksempel på fordeling af strømningshastigheden (rødlinje) i et tværsnit (sortlinje) i Guldbækken.

8.1.8 Resultat af habitatmodellering med opmålte tværsnit

Den højeste vandføring, der blev valgt at simulere, var en vandføring svarende til $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ ved nedre randbetingelse, da det i habitatmodellerings sammenhæng er de lavere vandføringer, der er af interesse. Når den hydrauliske modellering er afsluttet, kan den egentlige habitatmodellering gennemføres i caseområdet. Ud fra de fordelte strømningshastigheder og beregnede dybder i hver delsektion af hvert tværsnit kan der aflæses en præferenceværdi fra Figur 7.3, som anvendes til at vægte sektionsarealet. De tildelte vægtede habitatarealer summeres for de fire del strækninger: Aalborg, Bonderup, Godthåb-Svenstrup og Guldbæk-Godthåb, som er skitseret i Figur 8.22 og 8.23. Disse sektioner er udvalgte for at undersøge både de øvre og nedre strækninger af begge vandløb.



Figur 8.22. Del strækninger i Østeråen hvor til der bliver summeret det vægtede habitatareal.

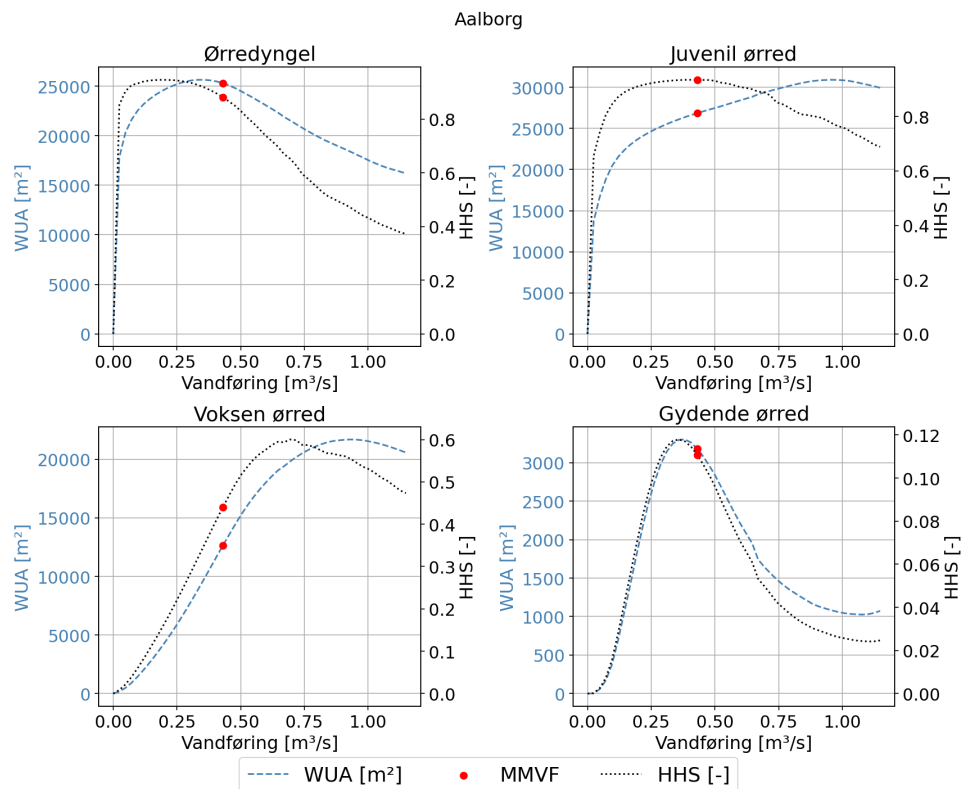


Figur 8.23. Del strækninger i Guldbækken hvor til der bliver summeret det vægtede habitatareal.

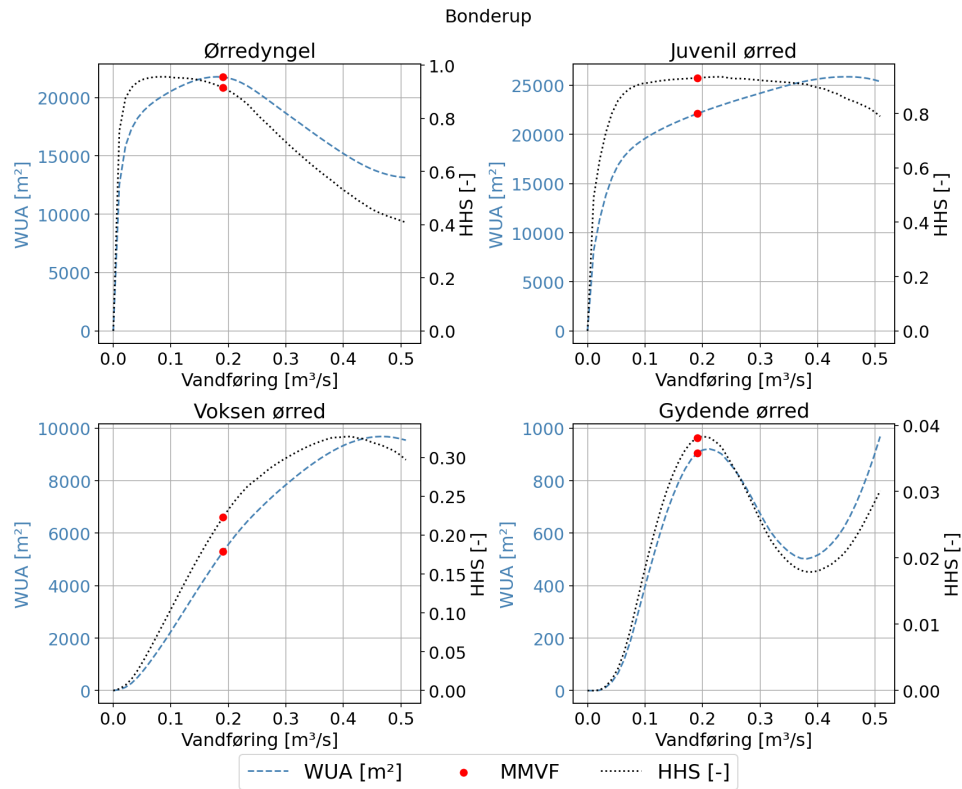
Resultatet af habitatmodelleringen for de fire del strækninger opgives både som WUA og HHS, da kurvens form kan variere og deres forskel vil derfor blive vurderet. I Figur 8.24 til 8.27 kan WUA- og HHS-kurverne ses for alle fire livsstadier af ørred for de fire del strækningerne Aalborg, Bonderup, Godthåb-Svenstrup og Guldbæk-Godthåb. WUA- og

HHS-kurven ved MMVF er markeret med en rød prik. MMVF, der er angivet, stammer fra Kærs Mølleå stationen (Figur 8.13) og er skaleret op igennem Østeråen og Guldbækken, på samme måde som resten af vandføring med de synkrone vandføringer. Den angivne MMVF afspejler derfor ikke nødvendigvis den reelle MMVF for den givne del strækning.

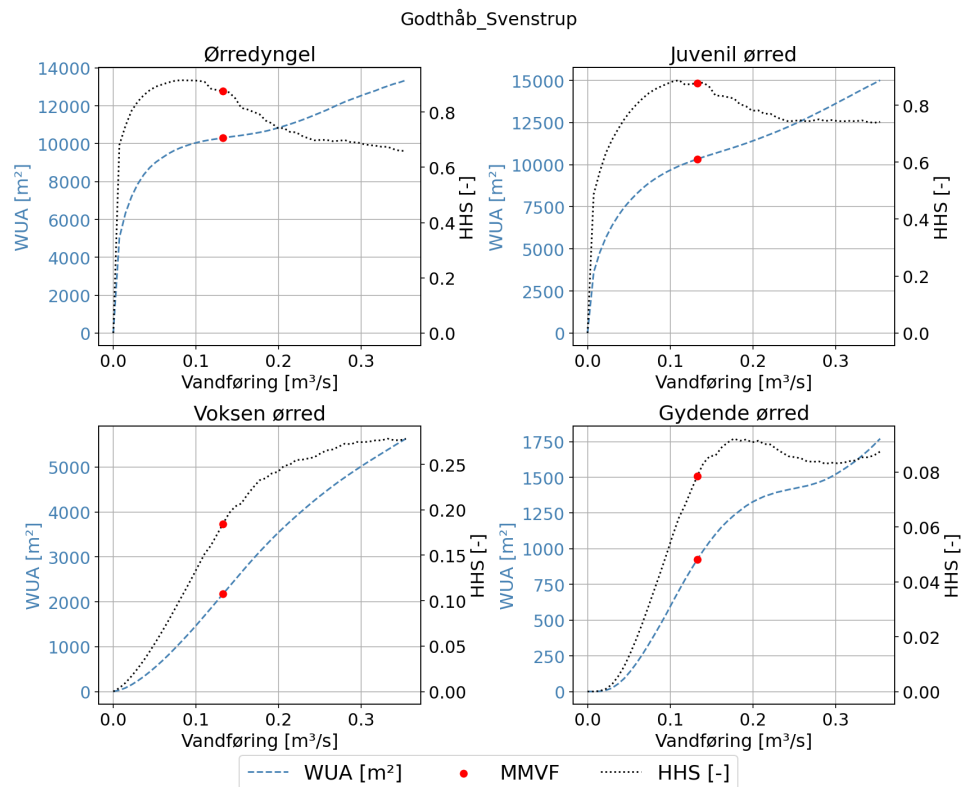
I det kommende vil forholdet mellem WUA og HHS kurven hurtigt blive benævnt. Kommenteringen af WUA-kurven med de opmålte tværsnit vil blive gemt til sammenligningen med WUA-kurven for de syntetiske tværsnit i det kommende afsnit.



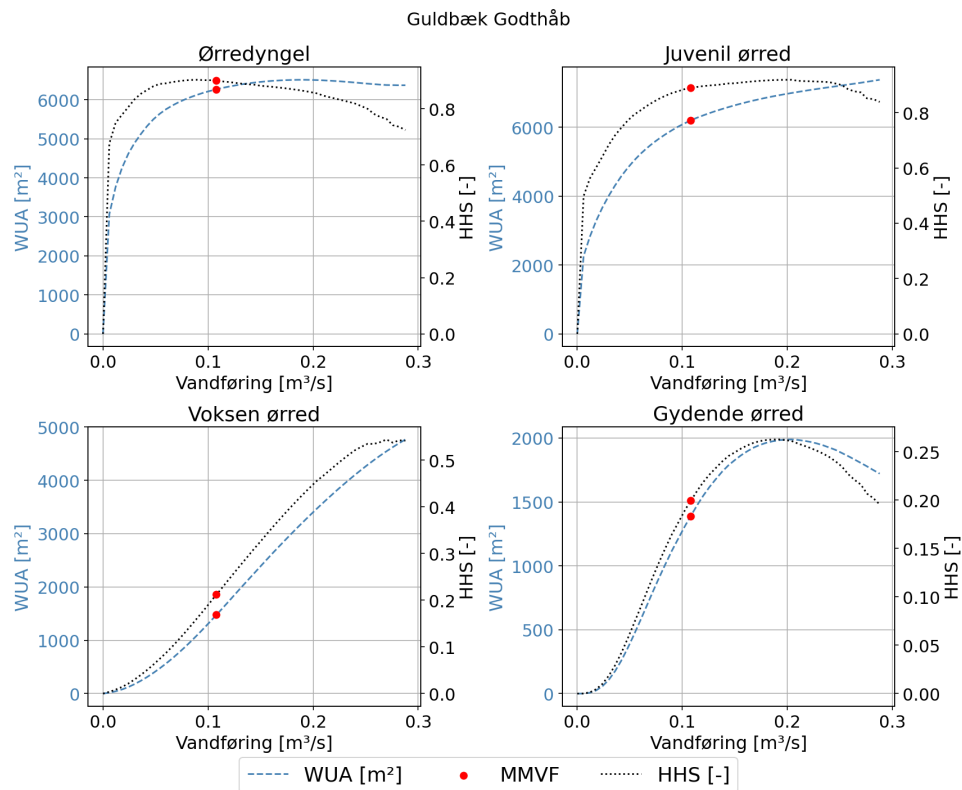
Figur 8.24. WUA og HHS kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Aalborg. Medianminimumsvandføringen (MMVF) er markeret med en rød prik.



Figur 8.25. WUA og HHS kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Bonderup. Medianminimumsvandføringen (MMVF) er markeret med en rød prik.



Figur 8.26. WUA og HHS kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Godthåb-Svenstrup. Medianminimumsvandføringen (MMVF) er markeret med en rød prik.



Figur 8.27. WUA og HHS kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Guldbæk-Godthåb. Medianminimumsvandføringen (MMVF) er markeret med en rød prik.

En generel tendens, der ses på tværs af alle delstrækninger, gælder for både ørredyngel og juvenil ørred. Her viser resultaterne, at selvom WUA-kurven falder ved lavere vandføringer, forbliver HHS-kurven ofte stabil, eller endda stigende. Dette indikerer, at selvom WUA reduceres opretholdes en høj relativ habitatkvalitet, indtil vandføringen når et meget lavt niveau. Forklaringen skal findes i de præferencer, som både ørredyngel og juvenil ørred har for relativt lave vanddybder og strømningshastigheder, hvilket typisk opstår ved lavere vandføring. Ved lave vandføringer vil der altså generelt være lave strømningshastigheder og vanddybder i hele tværsnittet, hvortil HHS vil være høj, da hele arealet er brugbart.

Omvendt ses det, at ved høje vandføringer kan WUA-kurven stige, mens HHS-kurven falder. Dette betyder, at selvom der bliver mere areal tilgængeligt, er den relative kvalitet af det samlede areal lavere, da dybde- og hastighedsforholdene i højere grad afviger fra ørredernes præferencer.

For livsstadierne voksen og gydende ørred ses der generelt en god overensstemmelse mellem forløbet af WUA- og HHS-kurverne på tværs af delstrækningerne. Dette indikerer, at en stigning i det tilgængelige habitatareal også ledsages af en tilsvarende stigning i habitatets egnethed. Når HHS stiger vil en øgning i vandføring generelt tilføre mere tilgængeligt areal end utilgængeligt areal.

Generelt ses den højeste HHS for ørredyngel, hvilket indikerer, at vandløbet er mest velegnet til dette livsstadie. Til gengæld har både voksen ørred og gydende ørred en lavere HHS,

hvilket tyder på, at vandløbet generelt ikke er optimalt for disse livsstadier under lave vandføringer.

I den videre undersøgelse af de syntetiske tværsnits anvendelighed i habitatmodellering inddrages HHS-kurverne ikke. Dette valg er truffet, da projektets overordnede fokus er på vandindvinding, hvor formålet primært er at vurdere reduktionen i det tilgængelige habitatareal, frem for ændringer i habitatets kvalitet. Det skal dog bemærkes, at en kombineret tilgang baseret på både WUA- og HHS-kurver vil give et mere nuanceret beslutningsgrundlag ved fastsættelse af en acceptabel minimumsvandføring i forbindelse med vandindvinding.

Habitatmodellering med syntetiske vandløbstværsnit

9

9.1 Generering af syntetiske tværsnit

I det følgende vil der blive udregnet tværsnitsarealer og dybder for tværsnit i Østeråen og Guldbækken med de tre modeller fremført i Del I.

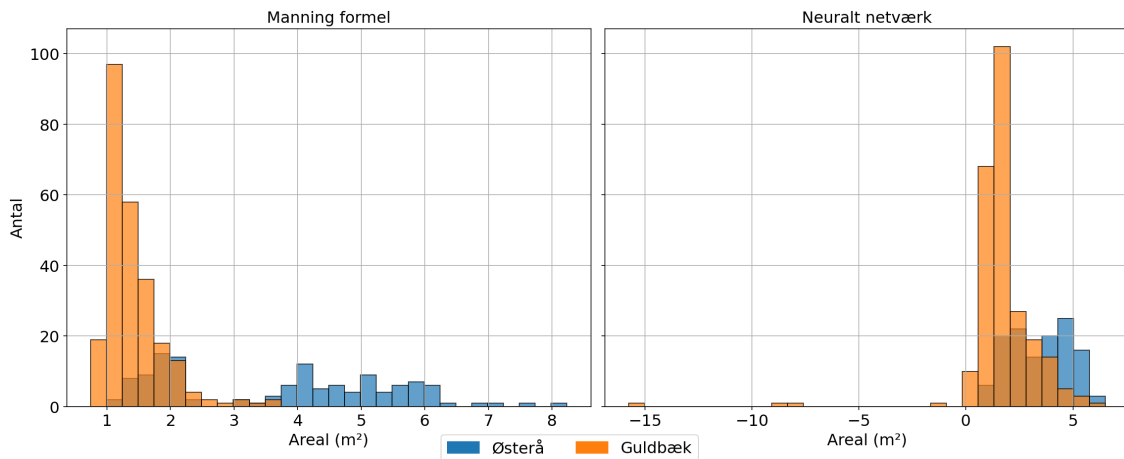
9.1.1 Estimering af tværsnitsarealer i Østeråen og Guldbækken

For at skabe et præcist sammenligningsgrundlag mellem modeller baseret på opmålte og syntetiske tværsnit, er der for hver placering af de eksisterende målte tværsnit fra den tidligere model, genereret et syntetisk tværsnit.

Til estimering af tværsnitsarealerne er der estimeret inputparametre for hvert tværsnit, som beskrevet i afsnit 3 og 4. Disse omfatter: vandløbsbredde, vandspejlshældning, nettonedbør til vandløbsoplandet, vandløbsoplandet for det enkelte tværsnit, percentilen for vandføringshændelsen på opmålingsdatoen for DHM/Terræn et estimeret Manningtal baseret på vandløbsbredde og vandspejlshældning, landskabstype samt en værdi for vandløbets krumning. Disse parametre kan også ses i tabel 4.1.

Med disse inputparametre er der, med udgangspunkt i modellerne i de nævnte afsnit, estimeret et tværsnitsareal under vandspejlet, hvor vandspejlets placering er fastlagt ud fra den laveste DHM/Terræn værdi i tværnittet.

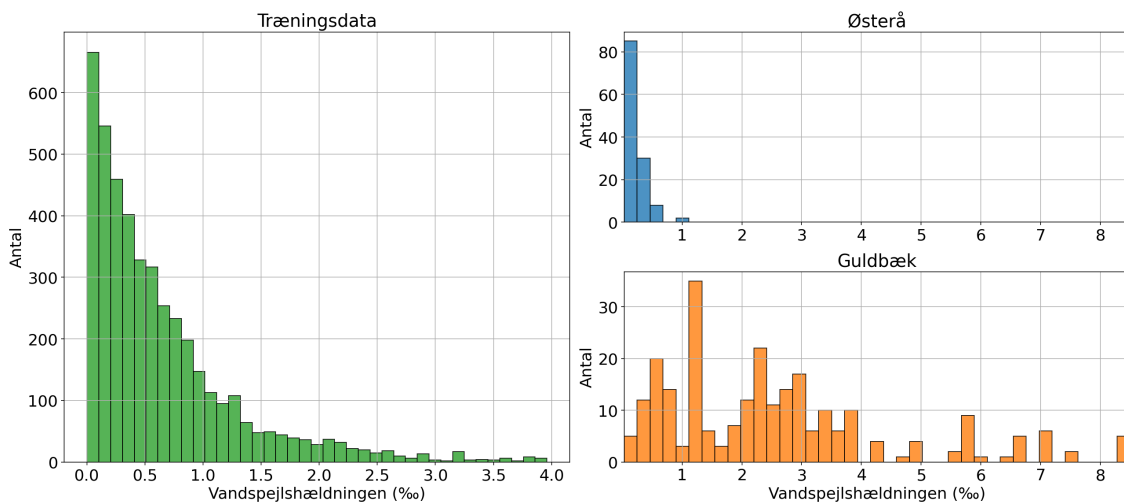
Fordelingen af de estimerede tværsnitsarealer, beregnet med henholdsvis Manningformlen og det neurale netværk, fremgår af Figur 9.1, hvor Østeråen og Guldbækken er markeret med henholdsvis blå og orange.



Figur 9.1. Histogram over fordelingen af estimeret tværsnitarealer via Manningformlen i afsnit 3 og Neuralt netværk i afsnit 4. Tværsnitarealer for Østeråen er markeret blå og Guldbækken er markeret orange.

Som det kan ses på Figur 9.1 så har den neurale netværksmodel forudsagt negative tværsnitsarealer for Guldbækken, hvilket ikke er realistisk. De negative værdier kan skyldes at Guldbækken har nogle stejle forløb hvor vandspejlshældningen overstiger de vandspejlshældninger som er blevet brugt i træningen af den neurale netværksmodel.

På figur 9.2 ses fordelingen af vandspejlshældninger for træningsdatasættet til den neurale netværksmodel i afsnit 4. Denne er sidestillet med fordelingen af hældningsværdier for henholdsvis Østerå og Guldbækken. Som det fremgår, er den højeste vandspejlshældning i træningsdatasættet på 4 ‰, mens Guldbækken har vandspejlshældninger på over 8 ‰.



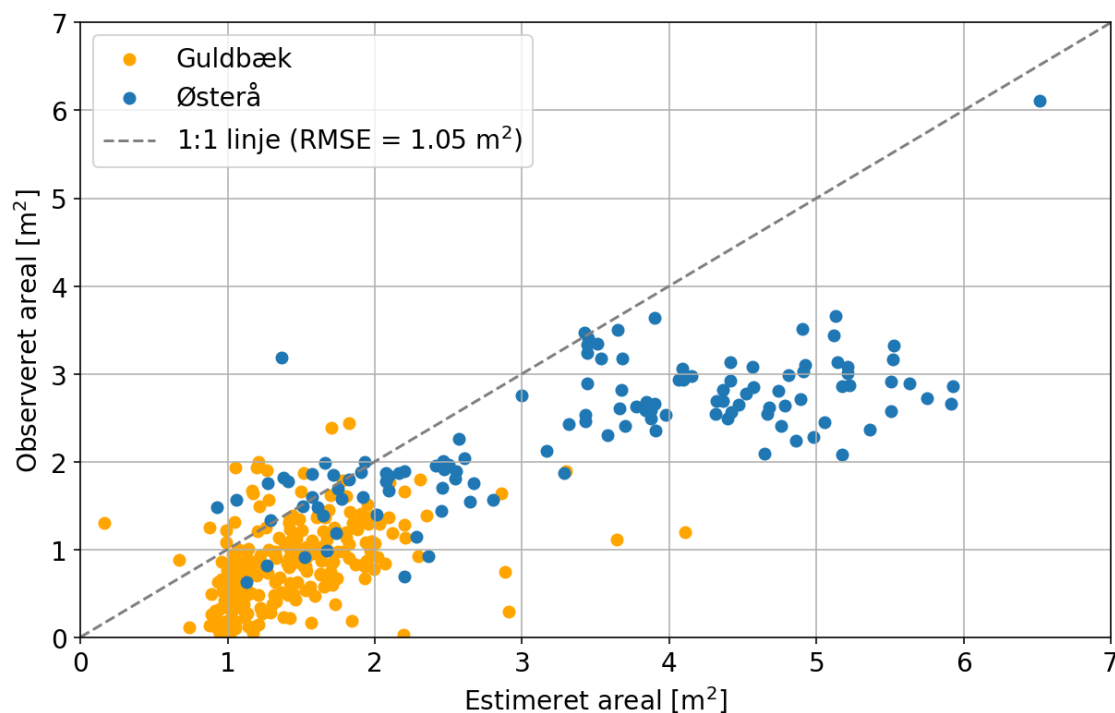
Figur 9.2. Vandspejlshældningen for træningsdatasættet til den neuralt netværks model for tværsnitsareal sammenlignet med vandspejlshældningen for Østeråen (blå) og Guldbækken (orange).

Et neuralt netværk lærer sammenhænge ud fra træningsdatasættet. Det betyder, at modellens evne til at forudsige korrekte output er afhængig af det interval og de variationer, som findes i træningsdatasættet. Når inputparametre i nye data ligger uden for de intervaller, modellen er trænet på, vil netværket være tvunget til at forsøge at gætte på output baseret

på mønstre, det kun har observeret inden for et andet område. Denne ekstrapolation er forbundet med betydelig usikkerhed, og for ikke-lineære netværk kan den resultere i misvisende eller urealistiske outputs (Goodfellow et al., 2016).

Ud over vandspejlshældningen, som overskrider træningsdatasættets interval, er de resterende inputparametre også blevet undersøgt. Her er det konkluderet, at alle parametre ligger inden for intervallet af træningsdatasættet. For at få nogle meningsfulde tværsnitsarealer er det blevet besluttet at bruge modellen med Manningformlen i afsnit 3 til at estimere et tværsnitsareal, hvor vandspejlshældningen er over 2 ‰. Grunden til at benytte 2 ‰ som afskæringskriterium er, at selvom den neurale netværksmodel har trænet på hældninger op til 4 ‰, er datasættet her meget begrænset, og resultatet heraf vurderes derfor at være for usikkert. De resterende tværsnitsarealer med en vandspejlshældning under 2 ‰ bliver stadig estimeret med den neurale netværksmodel, da den er vurderet til at være mere præcis end Manningformlen. I alt er 148 ud af 378 tværsnitsarealer blevet estimeret med Manningformlen. Alle de tværnit hvor manningformlen blev brugt er beliggende i Guldbækken.

Til at vurdere præcisionen af de forudsagte tværsnitsarealer sammenlignes disse med de observerede tværsnitsarealer i Østeråen og Guldbækken. Det observerede tværsnitsarealer er udregnet ud fra de opmålte tværnit og et fastsat vandspejl fra DHM/Terræn. Denne process er også beskrevet i afsnit 3. Sammenligning kan ses i Figur 9.3. Her kan det ses at hovedparten af tværsnitsarealerne bliver overestimeret, med en RMSE på $1,05 \text{ m}^2$.



Figur 9.3. Estimerede tværsnitsarealer sammenlignet med observerede tværsnitsarealer for tværnit i Østeråen (blå) og Guldbækken (orange).

Selvom størstedelen af tværnittene har et overestimeret tværsnitsareal, anvendes de

alligevel i den videre generering af syntetiske tværsnit til habitatmodellen. I bilag F.1 præsenteres en yderligere undersøgelse af årsagerne til overestimeringen samt mulige tiltag, der kan forbedre præcisionen af de estimerede tværsnitsarealer. Her blev det konkluderet at vandføringen og vandløbsbredden var blevet overestimeret, med de automatiske metoder som er blevet udviklet i afsnit 3. Samt at oplandstørrelsen til tværsnittende ikke har været repræsentative ved omløbstryk og i bynære områder hvor kloakering kan have en indflydelse. Ved at justere input parametrene kunne RMSE blive forbedret fra 1.05 m^2 til 0.61 m^2 .

Da der er tale om en kalibrering baseret på viden om de reelle tværsnitsarealer, anvendes de optimerede arealer, som vist i bilag F.1, ikke videre i habitatmodellen.

I stedet ønskes de oprindeligt estimerede arealer i figur 9.3 videre undersøgt, da formålet er at vurdere, hvordan den oprindelige metode, klarer sig i habitatmodellen uden yderligere undersøgelse af inputparametrene.

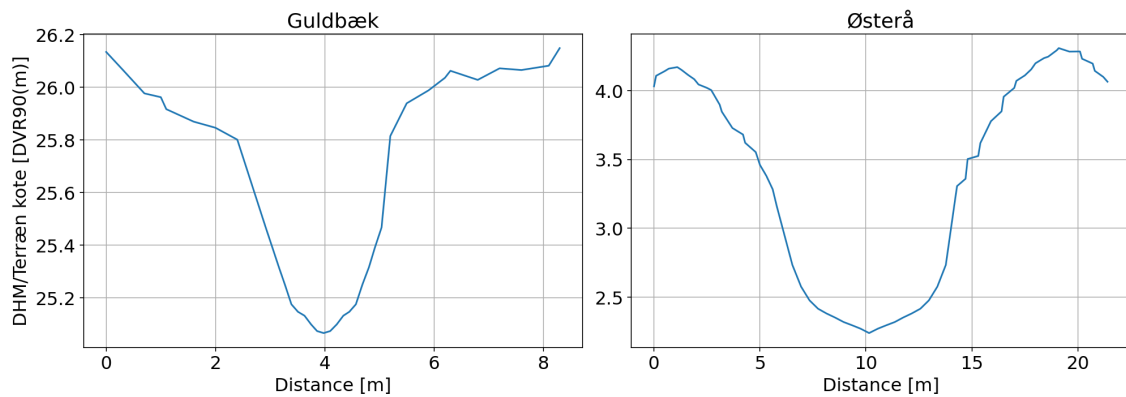
9.1.2 Estimering af dybdefordeling for de syntetiske tværsnit

Ligesom den neurale netværksmodel til estimering af tværsnitsareal er modellen til estimering af dybdefordelingen også begrænset af observationsdataene i træningssættet. Derfor må det forventes, at de tværsnit, som er blevet justeret ved hjælp af Manningformlen, også vil have en vis usikkerhed i deres forudsigelser af dybdefordelingen. Det skal dog bemærkes, at der i modsætning til estimeringen af arealer ikke er blevet forudsagt negative dybder i de justerede tværsnit.

På den baggrund er det valgt at anvende den dybdefordeling, som modellen har estimeret, for alle tværsnit i både Østeråen og Guldbækken. Dette valg er truffet, fordi et alternativ ville have krævet antagelser om tværsnitsudformningen, f.eks. som rektangulær, trapezformet, halvcirkulær eller lignende, hvilket også ville være forbundet med usikkerhed. Det vurderes derfor, at fejlen ved at anvende de estimerede dybdefordelinger er mindre væsentlig end den potentielle fejl, der kunne opstå ved at antage en standardiseret tværsnitsform.

De syntetiske tværsnit laves samme sted som de opmålte tværsnit fra afsnit 8. Dette er gjort ved at trække en linje vinkelret på vandløbsmidten, hvorfra DHM/Terræn værdier er ekstraheret. De modelleret dybde percentiler, er herefter fordelt ud på den estimerede bredde, og skaleret op på det estimeret areal. Derved sker der en indbræning i højdemodellen under vandspejlet.

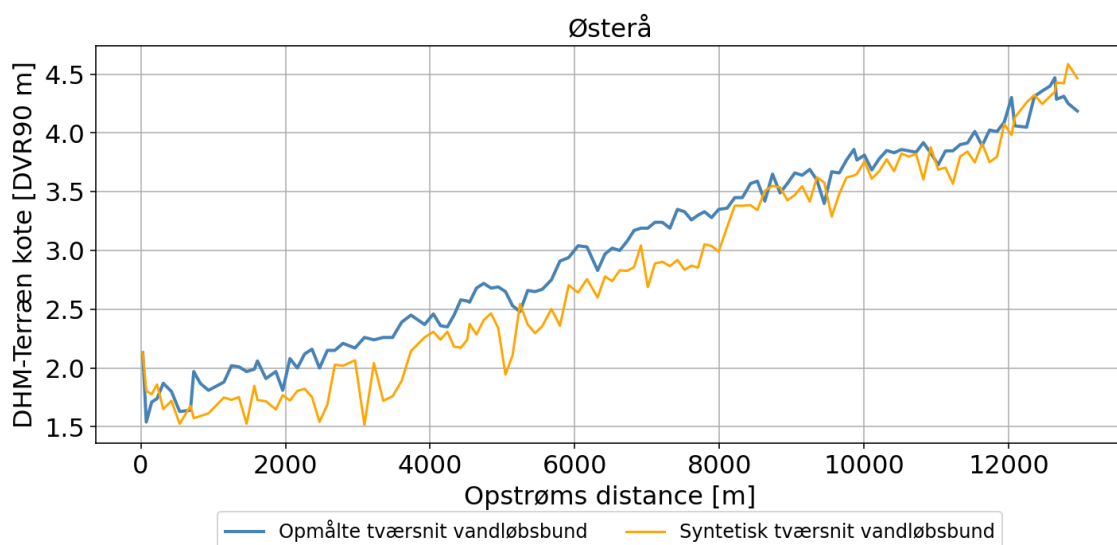
Et typisk syntetisk tværsnit fra Østeråen og Guldbækken kan ses i Figur 9.4.



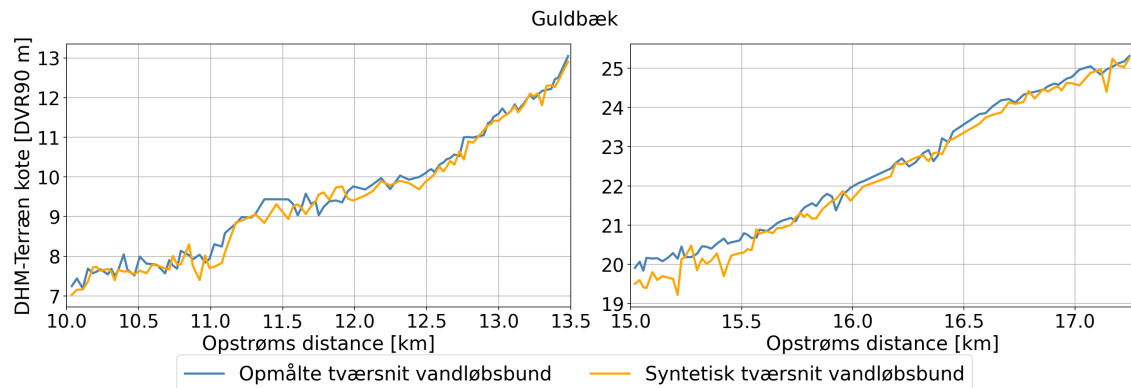
Figur 9.4. Syntetisk genereret tværsnit fra Østeråen og Guldbækken.

9.2 Sammenligning af vandløbsbund for opmålte og syntetiske tværsnit

Med de syntetiske tværsnit kan vandløbsbunden nu tegnes op for Østeråen og Guldbækken. Disse kan ses i Figur 9.5 og 9.6. Vandløbsbunden er karakteriseret som den maksimale dybde i hver tværsnit. Som det kan ses på de to figurer ligger vandløbsbunden for de syntetiske tværsnit generelt under vandløbsbunden for de opmålte tværsnit, hvilket skyldtes at tværsnitarealet generelt er overestimeret for både Østeråen og Guldbækken, og dermed har en generelt højere maks. dybde.



Figur 9.5. Vandløbsbunden for de opmålte tværsnit (blå) og vandløbsbund fra de syntetiske tværsnit (orange), i Østeråen.



Figur 9.6. Vandløbsbunden for de opmålte tværsnit (blå) og vandløbsbund fra de syntetiske tværsnit (orange), i Guldbækken. Den venstre figur viser strækningen Godthåb Svenstrup, mens den højre viser strækningen Guldbæk Godthåb.

For at vurdere, hvor godt de syntetiske tværsnits vandløbsbund stemmer overens med de opmålte tværsnit, er der beregnet tre statistiske mål: RMSE, Mean Bias Error (MBE) og Pearson-korrelationskoefficient. Disse statistiske mål er udført for de fire sektioner, der indgår i habitatmodelleringen, som tidligere er præsenteret i figur 8.22 og 8.23. Aalborg-sektionen dækker området fra 0 til 6.000 meter, mens Bonderup-sektionen strækker sig fra 8.000 til 13.000 meter. De to sektioner i Guldbækken er desuden illustreret i figur 9.6.

RMSE angiver den gennemsnitlige kvadrerede afvigelse mellem den opmålte og den syntetisk modellerede vandløbsbund og bruges som et mål for, hvor tæt profilerne generelt ligger på hinanden. MBE beskriver den gennemsnitlige systematiske forskel mellem de to, og angiver således, om den syntetiske vandløbsbund typisk over- eller underestimerer i forhold til den opmålte. Pearson-korrelationskoefficienten viser, hvor godt variationerne i de to profiler følges ad.

De udregnede værdier for de tre statistiske mål fremgår af tabel 9.1.

Tabel 9.1. Statistiske mål for sammenligning mellem den opmålte og den syntetiske vandløbsbund. Der er beregnet RMSE, MBE og Pearson-korrelationskoefficient.

Sektion	RMSE [m]	MBE [m]	Korrelationskoefficient
Aalborg	0.299	-0.225	0.644
Bonderup	0.170	-0.079	0.899
Godthåb Svenstrup	0.243	-0.087	0.989
Guldbæk Godthåb	0.308	-0.175	0.991

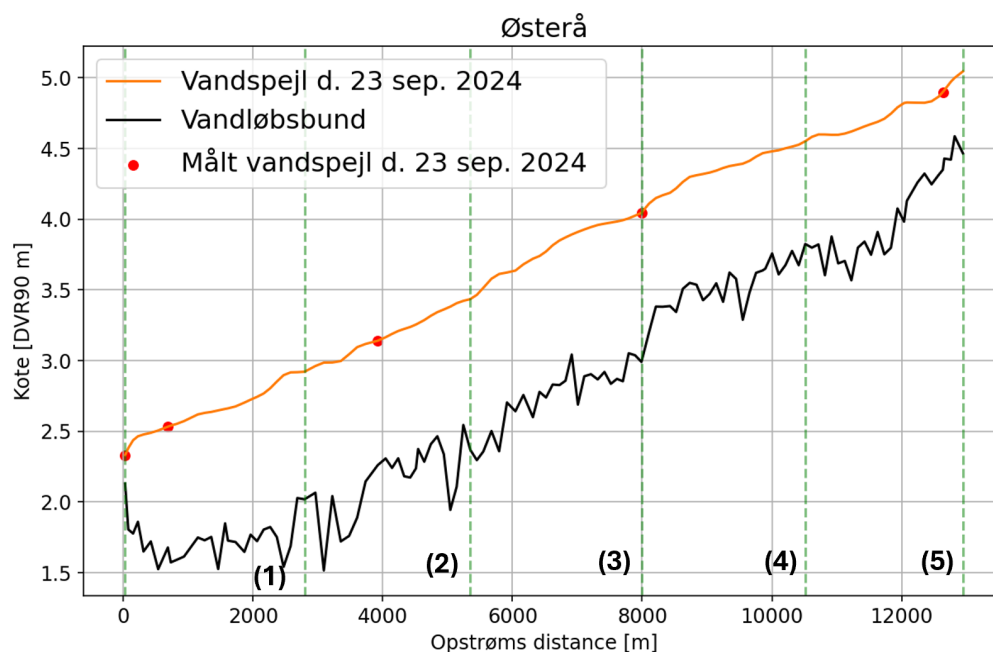
Det fremgår af Tabel 9.1, at den syntetiske vandløbsbund systematisk bliver undervurderet i alle strækninger, hvilket afspejles i negative MBE-værdier. Undervurderingen er mest udtalt i sektionerne Aalborg og Guldbæk-Godthåb, hvor MBE er lavest. Disse to sektioner har også de højeste RMSE-værdier, hvilket antyder, at den syntetiske bund i gennemsnit afviger med cirka 0,3 meter fra den opmålte bund.

For Guldbæk-Godthåb vurderes den høje fejlværdi primært at skyldes en markant undervurdering i den nedre del af strækningen. Det tyder dog på at, den øvrige del af sektionen stemmer godt overens med den opmålte bund. Selvom den har høje RMSE og MBE er korrelationskoefficienten dog på niveau med sektionerne Godthåb-Svenstrup og Bonderup. I modsætning hertil ses en lavere korrelationskoefficient i Aalborg sektionen. Dette indikerer, at ikke kun vandløbsbunden er undervurderet, men også at bundens forløb. For de øvrige sektioner er bundens forløb i god overensstemmelse med den opmålte, hvilket afspejles i de høje korrelationskoefficienter, selvom bunden systematisk er kote sat lavere.

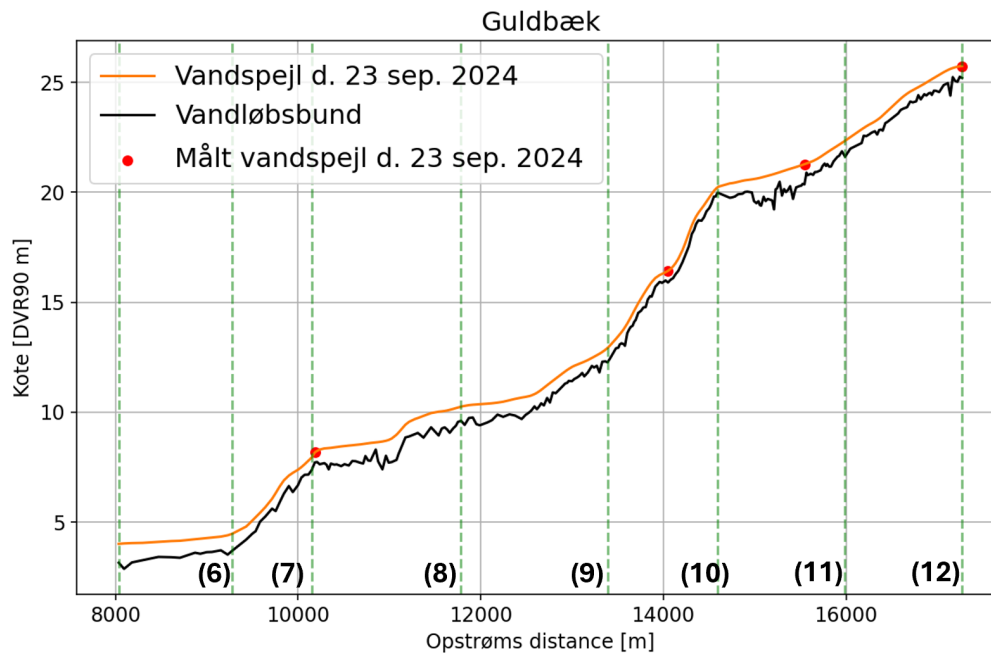
9.3 Opsætning af hydraulisk model med syntetiske tværsnit i Østeråen og Guldbækken

Opsætningen af den hydrauliske model i HEC-RAS med syntetiske tværsnit bliver gjort på samme måde som i afsnit 8.1. De synkrone vandføringsmålinger fra afsnit 8.1.3 benyttes stadig til at skalere vandføringen op gennem vandløbssystemet. Overløbet ved Gabriel anvendes fortsat som nedre randbetingelse, hvor QH-relationen i Figur 8.16 bruges til at beregne en vandstand for en given vandføring. Vandstandsmålingerne til den dato, hvor de synkrone vandføringsmålinger blev foretaget, benyttes ligeledes til at kalibrere HEC-RAS-modellen.

Til kalibreringen opdeles vandløbssystemet, som i den forrige model, i 12 delsektioner, som hver kalibreres med et respektiv Manningtal. I Figur 9.7 og 9.8 ses vandspejlet fra de synkrone vandføringsmålinger sammen med vandløbsbunden for de syntetisk genererede tværsnit i henholdsvis Østeråen og Guldbækken.



Figur 9.7. Østeråens vandløbsprofil. Vandløbsbunden (sort) fra de syntetiske tværsnit er vist med vandspejl (orange) som den hydrauliske model skal kalibreres op på. Vandspejlet er skaleret fra DHM/Terræn til vandspejlsmålingerne (røde prikker) til datoen for vandføringsmålingerne d. 23 september 2024. Vandløbsprofilen er delt op i 5 del strækninger til individuelt kalibrering af Manningtal.



Figur 9.8. Guldbækkens vandløbsprofil. Vandløbsbunden (sort) ud fra de syntetiske tværsnit, er vist med vandspejl (orange) som den hydrauliske model skal kalibreres op på. Vandspejlet er skaleret fra DHM/Terræn til vandspejlsmålingerne (røde prikker) til datoen for vandføringsmålingerne d. 23 september 2024. Vandløbsprofilen er delt op i 7 del strækninger til individuelt kalibrering af Manningtal.

For hver sektion, afbilledet mellem de stiplede grønne linjer, bestemmes Manningtallet iterativt ved at sammenligne det beregnede vandspejl med det målte kalibreringsvandspejl. Herefter beregnes en RMSE værdi. Det Manningtal, der giver den laveste RMSE værdi mellem det estimerede og det observerede vandspejl, anvendes i den efterfølgende habitatmodel. Kalibreringen udføres i opstrøms retning, hvor delsektion 1 kalibreres først, efterfulgt af delsektion 2 osv. Denne kalibreringsprocedure blev gentaget tre gange, da fejlreduktionen herefter var ubetydelig. I tabel 9.2 kan det kalibrerede Manningtal ses for hver delsektion i henholdsvis Østeråen og Guldbækken for den hydrauliske model med syntetiske tværsnit. Disse er sammenlignet med det kalibrerede Manningtal for den hydrauliske model udført med opmålte tværsnit.

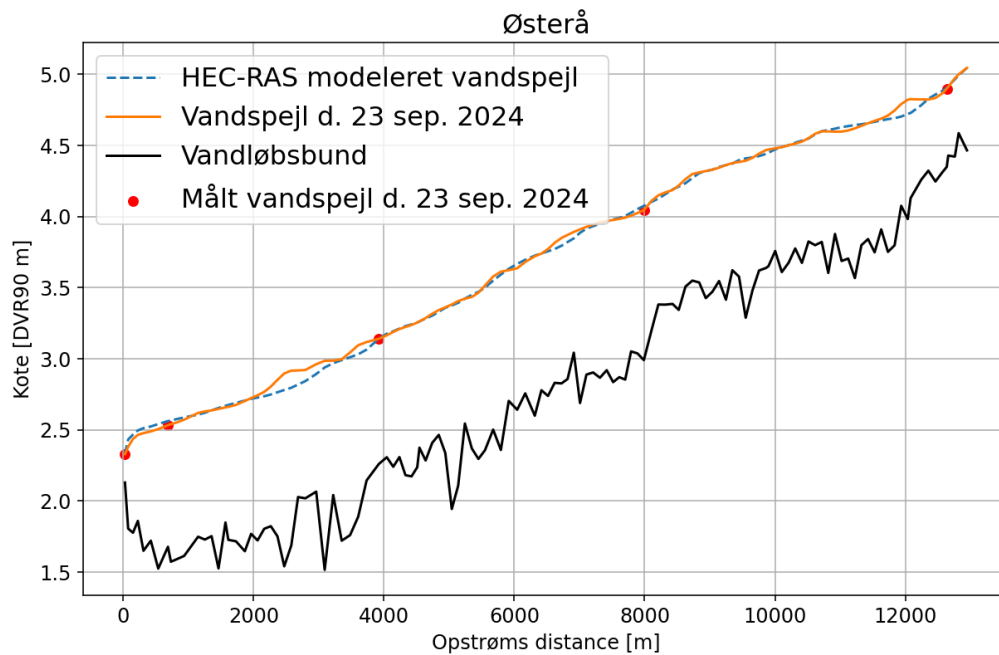
Tabel 9.2. Kalibreret Manningtal for hver del strækning i Østeråen Figur 9.7 og Guldbækken Figur 9.8, sammenlignet med det kalibreret Manningtal for den hydrauliske model udført med opmålte tværsnit.

Sektion	nr.	Manningtal	
		Opmålte tværsnit	Syntetiske tværsnit
Østerå	1	23.3	16.6
Østerå	2	21.6	12.9
Østerå	3	15.56	11.01
Østerå	4	14.05	14.9
Østerå	5	17.75	15.3
Guldbæk	6	15.05	11.5
Guldbæk	7	7.7	3.8
Guldbæk	8	9.5	5.2
Guldbæk	9	7.3	5.68
Guldbæk	10	7.75	3.45
Guldbæk	11	11.8	8.3
Guldbæk	12	9.9	6.4

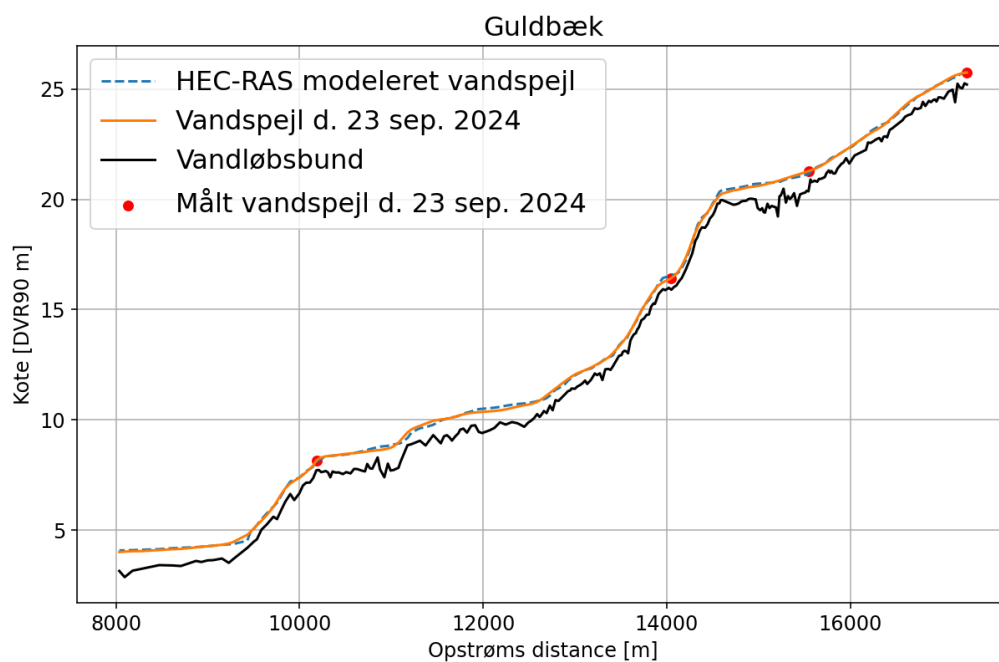
Som det kan ses i tabel 9.2 er Manningtallet for de syntetiske tværsnit generelt lavere end Manningtallet for de opmålte tværsnit. Dette skyldes at de syntetiske tværsnitsarealer generelt er overestimeret (fig. 9.3), som resulterer i at vandløbsbunden ligger under den opmålte vandløbsbund (fig. 9.5 og 9.6). Da begge hydrauliske modeller kalibreres op imod det samme vandspejl og vandføring skal der introduceres en øget hydraulisk modstand ved de generelt større syntetiske tværsnit, hvilket afspejles i de lavere estimerede Manningtal.

For alle sektioner i Guldbækken er Manningtallet markant lavere end Østeråen. Dette tilskrives den høje hældning på Guldbækken. Dette er specielt synligt i sektionerne 7 og 10 hvor Manningtallet kommer helt ned under 4.

Det modellerede vandspejl sammenholdt med vandspejlet for de synkrone vandføringsmålinger til de syntetiske tværsnit kan ses i Figur 9.9 og 9.10 for henholdsvis Østeråen og Guldbækken.



Figur 9.9. Modelleret vandspejl for Østeråen (blå) med syntetiske tværsnit efter kalibrering af Manningtal til vandspejlet fra vandspejlsmålingerne (røde prikker) d. 23 september 2024.

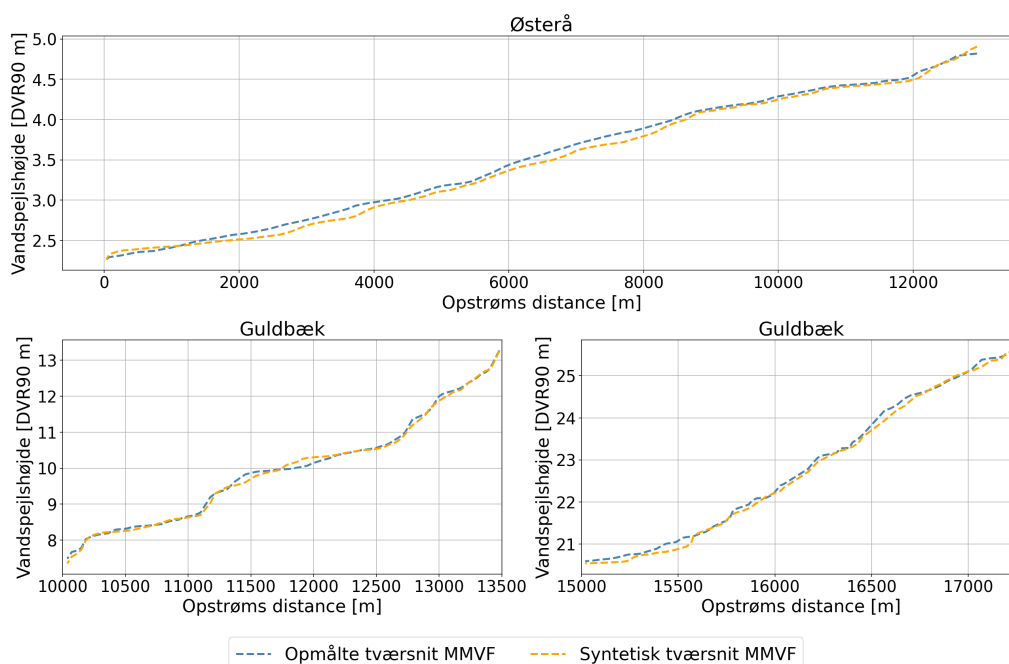


Figur 9.10. Modelleret vandspejl for guldbækken (blå) med syntetiske tværsnit efter kalibrering af Manningtal til vandspejlet fra vandspejlsmålingerne (røde prikker) d. 23 september 2024.

Som det kan ses på Figur 9.9 og 9.10 stemmer det modellerede vandspejl godt overens med det opmålte vandspejl. Med de kalibrerede Manningtal til de syntetiske tværsnit kan den hydrauliske model nu bruges videre i habitatmodellen.

9.4 Sammenligning af vandspejl

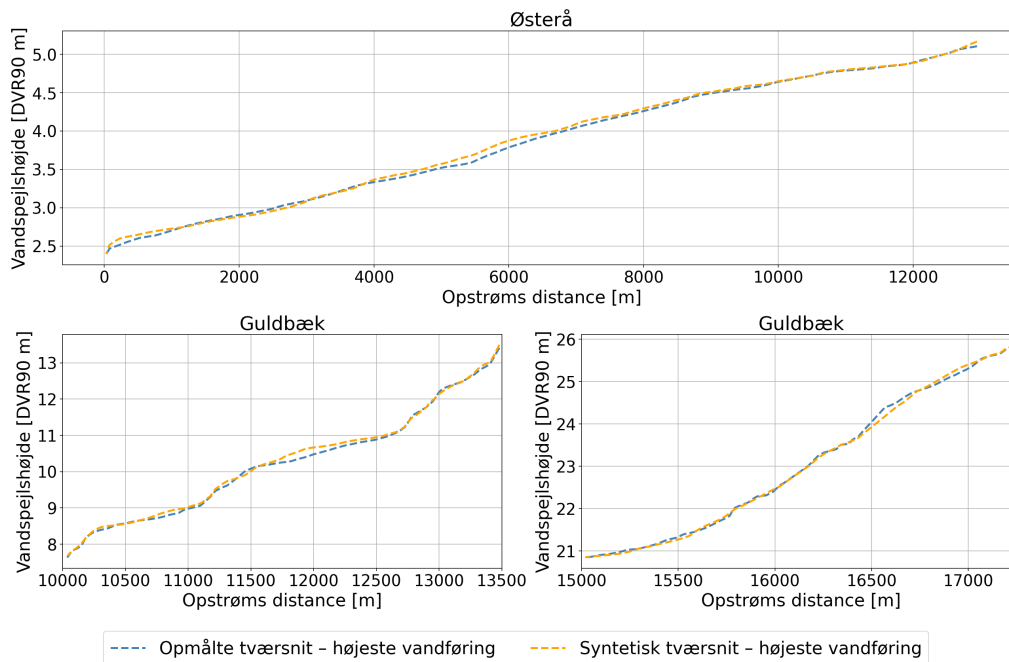
Der var en forskel på Manningtal og placering af vandløbsbund for de syntetiske og de opmålte tværsnit, hvilket skyldes systematiske forskelle i de estimerede arealer. For at undersøge, om dette påvirker modellens evne til at beregne en sammenlignelig vandspejlsændring, og kote sætning ved samme vandføring, er der gennemført en analyse heraf. Vandspejlet mellem opmålte og syntetiske tværsnit sammenlignes i to scenarier: ved en lav vandføring (MMVF), som ligger under den vandføring, som modellen er kalibreret op imod, og ved en høj vandføring svarende til $1.2 \text{ m}^3/\text{s}$ ved Gabriel overløbskant, som overstiger kalibreringsvandføring. På Figur 9.11 vises en sammenligning af vandspejlene under MMVF-forhold, mens Tabel 9.3 præsenterer de tilhørende statistiske mål for denne sammenligning. Tilsvarende vises i Figur 9.12 vandspejlssammenligningen ved den høje vandføring, hvor de tilhørende statistiske mål ligeledes fremgår af Tabel 9.3.



Figur 9.11. Simuleret vandspejl i Østeråen og to udvalgte strækninger i Guldbækken med opmålte tværsnit (blå) og syntetiske tværsnit (orange) ved MMVF.

Tabel 9.3. Statistiske mål, RMSE, MBE og Pearson-korrelationskoefficient, for sammenligning af det simulerede vandspejl ved MMVF mellem modellen lavet på opmålte og syntetiske tværsnit.

Sektion	RMSE [m]	MBE [m]	Korrelationskoefficient
Aalborg	0.067	-0.039	0.983
Bonderup	0.040	-0.028	0.996
Godthåb Svenstrup	0.078	-0.015	0.999
Guldbæk Godthåb	0.100	-0.051	0.999



Figur 9.12. Simuleret vandspejl i Østeråen og to udvalgte strækninger i Guldbækken med opmålte tværsnit (blå) og syntetiske tværsnit (orange) ved den højeste simulerede vandføring svarende til $1.2 \text{ m}^3/\text{s}$ ved Gabriel overløbskant.

Tabel 9.4. Statistiske mål, RMSE, MBE og Pearson-korrelationskoefficient, for sammenligning af det simulerede vandspejl ved høj vandføring mellem modellen lavet på opmålte og syntetiske tværsnit.

Sektion	RMSE [m]	MBE [m]	Korrelationskoefficient
Aalborg	0.037	0.009	0.992
Bonderup	0.019	0.013	0.998
Godthåb Svenstrup	0.081	0.05	0.999
Guldbæk Godthåb	0.072	0.01	0.999

Som det fremgår af Figur 9.11 og 9.12, stemmer vandspejlet for de opmålte og de syntetiske tværsnit generelt godt overens, når vandføringen enten øges eller mindskes. Af tabel 9.3 og 9.4 ses det, at MBE generelt går fra at være negativ ved MMVF til at være positiv ved høj vandføring. Dette skyldes, at Manningtallet i de syntetiske tværsnit er lavere, hvilket medfører en højere hydraulisk modstand og dermed en større stigning i vandspejlet ved øget vandføring. Det skal dog bemærkes, at den relative ændring i vandspejlet mellem de syntetiske er forskellig men minimal. Dette resulterer derved i at kote sætningen af vandspejlet stemmer overens inden for spændet af de modellerede vandføringer.

I bilag G.1 er der foretaget en supplerende undersøgelse af de beregnede vandspejl ved både MMVF og den højeste modellerede vandføring. I denne analyse blev der, i modsætning til tidligere, ikke foretaget en kalibrering af Manningtallet. I stedet blev der anvendt et fast Manningtal: $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Østeråen og $10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Guldbækken. Resultatet viste, at den syntetiske model konsekvent undervurderede vandspejlet sammenlignet med

modellen med opmålte tværsnit, både ved MMVF og ved høj vandføring. Dette tyder på, at kote sætningen af vandspejlet i den syntetiske model er forbundet med betydelige fejl. Til gengæld viste analysen, at den syntetiske model formåede at genskabe den relative vandstandsstigning mellem MMVF og høj vandføring korrekt. Med andre ord, hvis den opmålte model simulerede en vandspejlstigning på 10 cm, viste den syntetiske model en tilsvarende stigning.

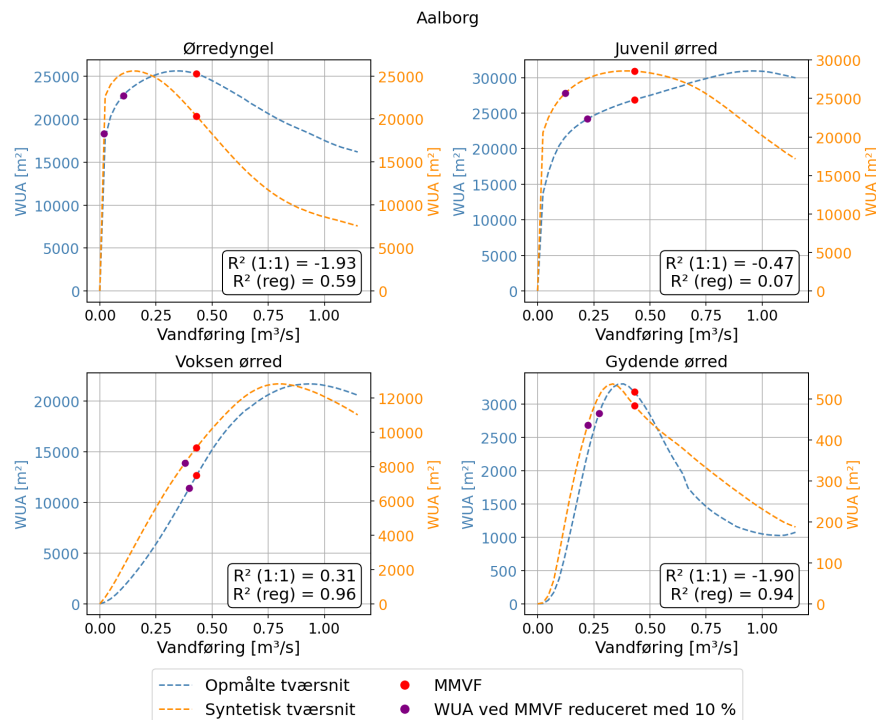
9.5 Resultat af habitatmodel med syntetiske tværsnit

Fordelingen af strømningshastigheder og dybder i de enkelte tværsnit bestemmes ved hjælp af samme metode, som vist i Figur 8.21 og nærmere beskrevet i afsnit 7.1.1. Med udgangspunkt i de beregnede strømningshastigheder og dybder kan der fra præferencekurverne i Figur 7.3 aflæses præferenceværdier, som derefter benyttes til at beregne WUA for de fire del strækninger: Aalborg, Bonderup, Godthåb-Svenstrup og Guldbæk-Godthåb.

For at vurdere, hvorvidt de syntetiske tværsnit er egnede til brug i en habitatmodel, sammenlignes deres WUA-kurver med kurverne baseret på opmålte tværsnit. Denne sammenligning præsenteres for hver del strækning i Figur 9.13, 9.14, 9.15 og 9.16.

Der er desuden foretaget et estimat af den acceptable minimumsvandføring baseret på en 10% reduktion i det vægtede habitatareal (WUA) ved medianminimumsvandføringen (MMVF). Afskæringskriteriet på 10% er valgt, da det også anvendes som acceptabel reduktionsgrænse i den gængse medianminimumsmetode. Derudover er dette gjort på baggrund af metode C foreslået af Clausen et al. (2006), "*minimumsvandføring, der giver et habitatareal svarende til en vis procentværdi af habitatarealet ved MMVF*", vist i afsnit 7.3. Denne reduktion er afbilledet med en lilla prik, mens MMVF er afbilledet med en rød prik.

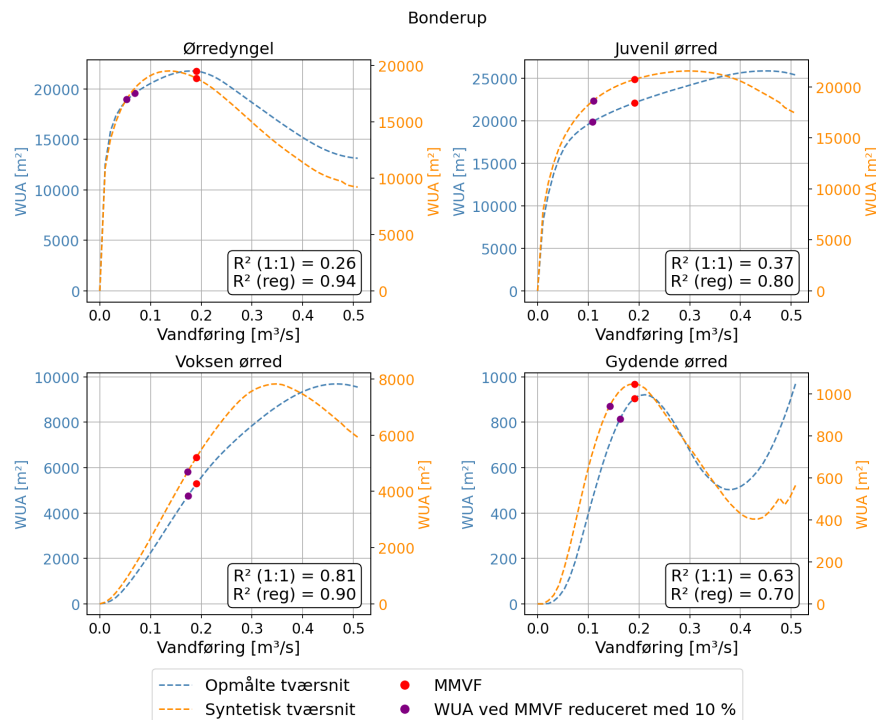
For at de syntetiske tværsnit kan vurderes som egnede i en habitatmodel, bør WUA-kurven ligne den, der fremkommer ved brug af opmålte tværsnit, både i form og størrelse. Selvom størrelsen af WUA-kurven ikke nødvendigvis er identisk, kan kurvernes udformning stadig være sammenlignelig. For at vurdere overensstemmelsen er der derfor beregnet to R^2 -værdier. Den ene er baseret på en 1:1-sammenligning og siger noget om, hvor godt de absolutte WUA-værdier fra habitatmodellen med syntetiske tværsnit, stemmer overens med de opmålte. Denne refereres som R^2 (1:1). Den anden R^2 -værdi er beregnet ud fra en lineær regression mellem WUA-værdierne fra de to modeller og beskriver, hvor godt den relative udvikling og udformning af kurverne passer sammen. Denne refereres som R^2 (reg).



Figur 9.13. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Aalborg. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå, mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.

For Aalborg strækningen ses det på Figur 9.13, at kurvernes forløb stemmer godt overens for voksen ørred og gydende ørred, idet deres $R^2(\text{reg})$ er på henholdsvis 0,94 og 0,96. For ørredyngel er sammenhængen moderat med en $R^2(\text{reg})$ på 0,59, mens der for juvenil ørred observeres en svag overensstemmelse i kurvernes forløb med en $R^2(\text{reg})$ på 0,07. $R^2(1:1)$ er generelt lav, hvilket skyldes, at de absolutte værdier på de to y-akser ikke er direkte sammenlignelige.

For voksen og gydende ørred ses det, at den lilla markør, som angiver en 10% reduktion, ligger næsten identisk for habitatmodellerne baseret på henholdsvis syntetiske og opmålte tværsnit. For ørredyngel og juvenil ørred er der derimod en betydelig forskel mellem modellerne. Denne forskel optræder dog ved meget lave vandføringer, som potentielt aldrig vil indtræffe i praksis, da det ville kræve en meget stor reduktion af vandføringen.



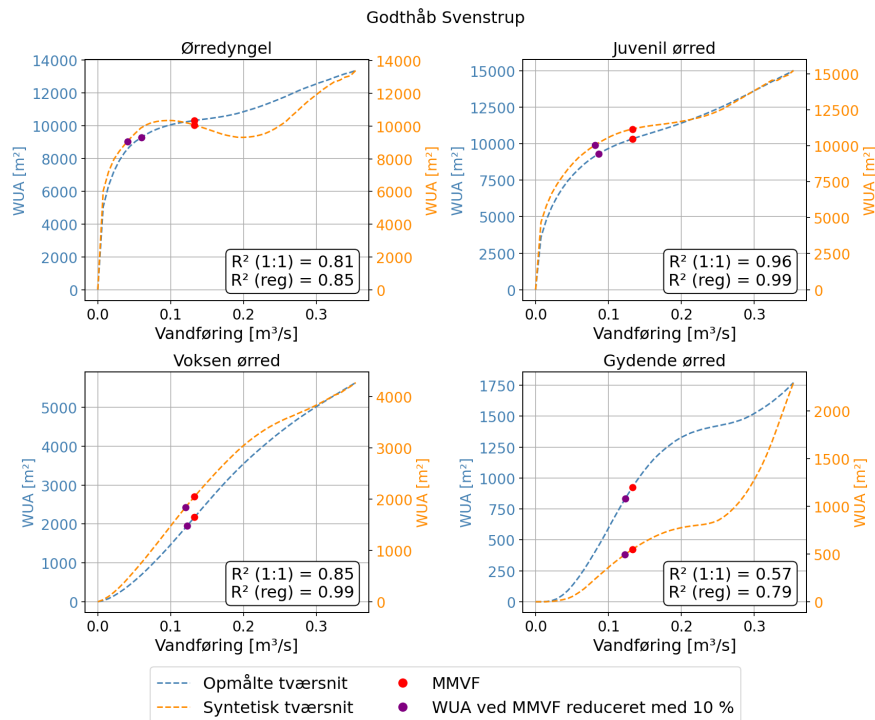
Figur 9.14. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Bonderup. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå, mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.

For Bonderup strækningen ses det på Figur 9.14, at kurvernes forløb stemmer godt overens for alle livsstadier af ørred, med R^2 (reg) mellem 0,70-0,94. R^2 (1:1) viser generelt lave værdier for ørredyngel og juvenil ørred, hvilket skyldtes at de absolutte værdier på de to y-akser ikke er direkte sammenlignelige. For gydende og voksen ørred ses der bedre værdier på henholdsvis 0,63, og 0,81. Dette tyder på at det absolutte areal der er ramt for habitatmodellerne med opmålte og syntetiske tværsnit, er sammenlignelige.

For alle ørredens livsstadier ses det, at den vandføring, der medfører en 10% reduktion i habitatareal, er næsten identisk mellem habitatmodellerne baseret på henholdsvis syntetiske og opmålte tværsnit. Dette indikerer, at en 10% reduktion i WUA medfører en tilsvarende reduceret vandføring, uanset om habitatmodellen baseres på opmålte eller syntetiske tværsnit.

For begge habitatmodeller ses det, at WUA-kurven for gydende ørred i Bonderup-sektionen falder ved stigende vandføring, men stiger igen ved de højeste vandføringer. En nærmere analyse viser, at præferencekurven for vandhastighed i denne sektion er stigende inden for det modellerede spænd af vandføringer, mens præferencen for dybde generelt er faldende. Ved høje vandføringer bliver brinkerne imidlertid oversvømmet, hvilket skaber lavvandede områder, som gydende ørred foretrækker, og dette medfører en fornyet stigning i WUA-værdien. Denne stigning vurderes dog ikke at afspejle et realistisk scenarie, da gydende ørred samtidig stiller krav til groft substrat. Et sådant substrat findes typisk i hovedløbet og ikke på brinkerne. Samtidig vil vanddybden i hovedløbet ved de høje vandføringer ofte

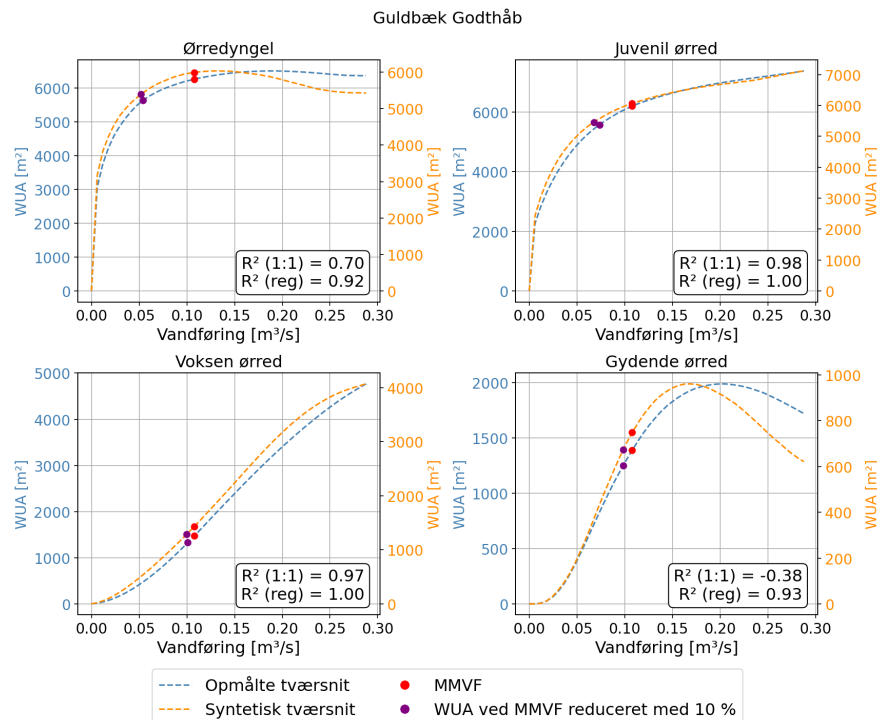
overstige, hvad gydende ørred præferere, hvilket begrænser habitatets reelle anvendelighed under disse forhold.



Figur 9.15. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Godthåb - Svenstrup. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå, mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.

For Godthåb-Svenstrup strækningen ses det på Figur 9.15, at kurvernes forløb stemmer godt overens for alle livsstadier af ørred, med R^2 (reg) mellem 0,79-0,99. R^2 (1:1) viser også høje værdier for alle af ørredens livsstadier undtagen gydende ørred, med værdier mellem 0.81-0.96. Dette indikerer at det absolutte areal også er sammenlignelig. For gydende ørred, er R^2 (1:1) moderat, hvilket indikerer at der er en vis forskel i de absolutte værdier på y-aksen.

For alle ørredens livsstadier ses det at en 10% reduktion af WUA, ligger næsten identisk i habitatmodellerne baseret på henholdsvis syntetiske og opmålte tværsnit undtagen for ørred yngel. Dette indikerer, at ved en reduktion på 10% af WUA vil vandføringsreduktionen ikke vil variere væsentligt afhængigt af, om modellen er baseret på opmålte eller syntetiske tværsnit.

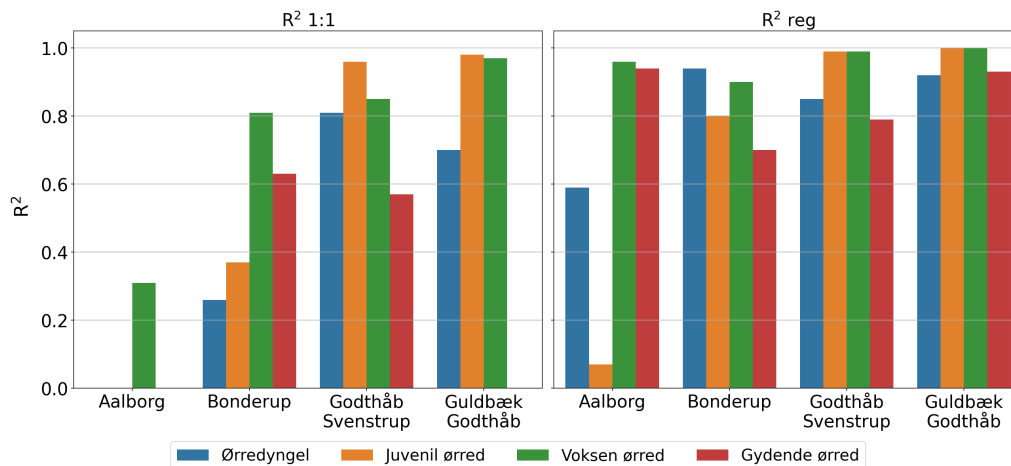


Figur 9.16. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Guldbæk - Godthåb. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå, mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.

For Guldbæk-Godthåb strækningen ses det på Figur 9.16, at kurvernes forløb stemmer meget godt overens for alle livsstadier af ørred, med R^2 (reg) mellem 0.92-1. R^2 (1:1) viser også høje værdier for alle af ørredens livsstadier, undtagen gydende ørred, med værdier mellem 0.70-0.98. Dette indikere at det absolutte areal også er sammenlignelig afhængig af om der bruges syntetiske eller opmålte tværsnit i habitatmodellen. For gydende ørred, er R^2 (1:1) ringe, hvilket indikere at de absolutte værdier ikke er sammenlignelige.

For alle ørredens livsstadier ses det, at en 10% reduktion, ligger næsten identisk i habitatmodellerne baseret på henholdsvis syntetiske og opmålte tværsnit. Dette indikerer, at ved en reduktion på 10% af WUA vil vandføringsreduktionen ikke vil variere væsentligt afhængigt af, om modellen er baseret på opmålte eller syntetiske tværsnit, ved Guldbæk-Godthåb strækningen.

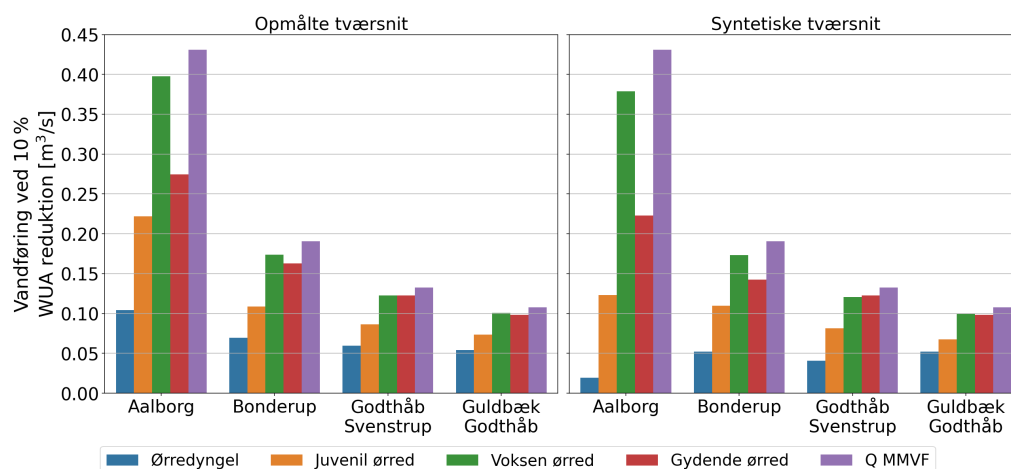
Figur 9.17, opsummeres R^2 (1:1) og R^2 (reg) værdier der er opnået for hver delstrækning til hver af ørredernes livsstadier.



Figur 9.17. Korrelationsværdier (R^2) mellem WUA-kurven for de opmålte tværsnit og de syntetiske tværsnit ved en 1:1 sammenligning og en regressions sammenligning. De to sammenligninger ses inden for hver sektion med de fire livsstadier af ørred.

Det ses, at der for alle strækninger og ørredens livsstadier opnås høje R^2 (reg), med undtagelse af Aalborg-strækningen for ørredyngel og juvenil ørred. For R^2 (1:1) er forklaringsgraden generelt lavere. Dette skyldes, at de absolutte WUA-værdier i habitatmodellerne baseret på syntetiske og opmålte tværsnit ikke i samme grad stemmer overens som kurvernes relative udformning.

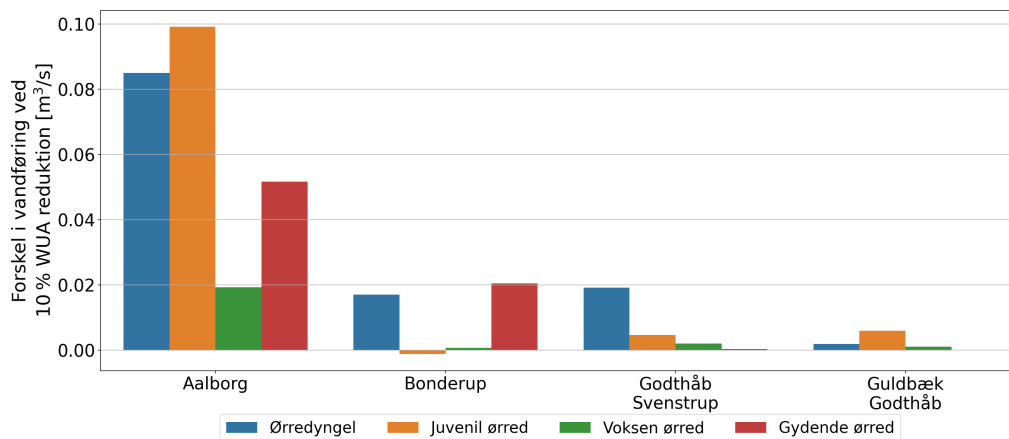
Som tidligere nævnt er der i bilag G.1 udført hydrauliske beregninger hvor Manningtallet er det samme for de opmålte og syntetiske tværsnit. Ligeledes er der udført en habitat model med disse hydrauliske modeller. Resultatet her blev at R^2 (1:1) og R^2 (reg) blev væsentlig bedre, hvilket indikere at under de samme hydrauliske forhold laver den syntetiske model sammenlignelige resultater med den opmålte model. Dog skal det bemærkes at Aalborg sektionen stadig er præget af betydelig lavere R^2 (1:1) og R^2 (reg) værdier. Figur 9.18 viser den vandføring, der opnås ved en 10% reduktion af WUA for alle del strækninger og alle af ørredens livsstadier. Her sammenlignes resultaterne for habitatmodellerne baseret på syntetiske og opmålte tværsnit.



Figur 9.18. Vandføring ved en 10 % reduktion af WUA ved MMVF, for hver habitatmodel for hver fisk i hver sektion, hvor MMVF er vist for hver sektion.

Figur 9.18 viser, at den laveste vandføring ved en 10% reduktion af WUA opnås for ørredyngel på tværs af alle del strækninger. Dette skyldes, at ørredyngel foretrækker lav vanddybder og strømhastigheder ned til 0 m/s, hvilket gør deres habitat mindre følsomt over for reduktion i vandføring. Juvenil ørred kommer umiddelbart efter, hvor der også ses en markant mulighed for reduktion, om end i lidt mindre grad. Det hænger ligeledes sammen med deres præferencer for lavere vandstand og strømhastighed. For voksne og gydende ørred ses der derimod på tværs af alle del strækninger en tendens til mindre reduktion i vandføring. I modsætning til de yngre livsstadier foretrækker voksne og gydende ørreder ikke lige så lave vanddybder og strømhastigheder. Derfor reduceres deres tilgængelige habitat markant, når vandstanden og strømhastigheden bliver for lav. Dette ses tydeligt i WUA-kurverne i figur 9.13, 9.14, 9.15 og 9.16, hvor WUA-arealet begynder at falde tidligere for voksne og gydende ørreder end for yngel og juvenile ørreder, uanset om der er anvendt syntetiske eller opmålte tværsnit.

Figur 9.19 sammenligner forskellen i den vandmængde, der kan reduceres i habitatmodellerne baseret på henholdsvis syntetiske og opmålte tværsnit.



Figur 9.19. Forskel i vandføring der kan reduceres med, ved en WUA reduktion på 10%, for en habitatmodel med syntetiske og opmålte tværsnit.

Figur 9.19 viser tydeligt, at der generelt opnås samme resultat for strækningerne Bonderup, Godthåb-Svenstrup og Guldbæk-Godthåb, hvor den største forskel mellem modellerne er omkring 20 l/s.

For Aalborg-strækningen ses der dog en tydeligere forskel mellem modellerne, særligt for ørredyngel og juvenil ørred, hvor forskellen når op mod 100 l/s. Som det fremgår af figur 9.18, svarer dette dog til en reduktion fra 427 l/s ned til ca. 25–30 l/s. En så omfattende reduktion er i praksis urealistisk, da det ville kræve indvinding af over 90% af MMVF. En så lav vandføring ville desuden medføre, at gydende og voksne ørreder helt mister deres habitat. Derfor vurderes den reelle forskel i muligt reduceret vandføring mellem habitatmodellerne med opmålte og syntetiske tværsnit at være minimal i praksis.

Diskussion af habitatmodellering

10

For at undersøge om syntetiske tværsnit kan gøre habitatmodellering mere tilgængelig er der udført en habitatmodel med syntetiske tværsnit, som i det kommende afsnit vil blive diskuteret i forhold til deres præcision og anvendelighed, både i form af de hydrauliske beregninger og deres evne til at fastsætte den mindste acceptable vandføring. Vurderingen er foretaget ved at sammenligne resultaterne fra den syntetiske habitatmodel med en model opstillet på baggrund af opmålte tværsnit

10.1 Kalibrerede Manningtal i de hydrauliske modeller

Habitatmodellen med opmålte og syntetiske tværsnit er begge udført med tværsnit som er placeres samme sted i vandløbssystemet og kaliberet til det samme vandspejl, hvilket danner et godt sammenligningsgrundlag. Derved er den eneste forskel mellem modellerne, tværsnitsarealet og udformningen. Som det er kommenteret på tidligere, er størrelsen af de syntetiske tværsnit overestimeret, hvilket medførte en lavere kote sat vandløbsbund sammenlignet med den opmålte. Dette resulterede derved i at den hydrauliske model fik kalibreret lavere Manningtal sammenlignet med de opmålte tværsnit, da de blev kalibreret mod samme vandspejl. Dette gør at den syntetiske model vil generelt få lavere strømningshastigheder og større dybder ved de samme vandføringer. Forskellen i Manningtallene er generelt størst i den nedre del af Østeråen, hvilket stemmer overens med Figur 9.5, som sammenligner vandløbsbunden for opmålte og syntetiske tværsnit. Her ses ligeledes den største afvigelse i den nedre del af Østeråen. Den gennemsnitlige forskel i Manningtal er $4,31 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Østeråen og $3,52 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Guldbækken. Til at vurdere om betydningen af forskellen i Manningtallet kan der sammenlignes med karakteristiske Manningtal for danske vandløb. Her har Ovesen et al. (2015) give følgende karakteristiske Manningtal i tabel 10.1 afhængig af grøde situationen.

Tabel 10.1. Forslag til karakteristiske Manningtal (Ovesen et al., 2015).

Lille vandløb (Vandspejlsbredde 1–2 meter)	M
med tæt grødevækst	4–8
med spredt grødevækst	8–12
med nyskåret strømrander på 50% af bredden	8–15
uden grødevækst	12–18
Mellem vandløb (Vandspejlsbredde 2–5 meter)	
med tæt grødevækst	8–12
med spredt grødevækst	12–15
med nyskåret strømrander på 50% af bredden	12–15
uden væsentlig grødevækst	16–24
Større vandløb (Vandspejlsbredde 5–10 meter)	
med tæt grødevækst	12–16
med spredt grødevækst	15–20
med nyskåret strømrander på 50% af bredden	15–20
uden væsentlig grødevækst	20–30

Manningtallet for begge modeller er kalibreret op til vandspejlet til den dato hvor de synkrone vandføringer er blevet udført d. 23. september 2024. Til denne dato var der ca. en uge for inden blevet foretaget grødeskæring i Østeråen som det også tydeligt kan ses på Figurerne med vandstands tidsserie for Østerå stationerne (f.eks. Figur 8.10). Jævnfør tabel 10.1 er Østeråen derved et mellem til stort vandløb med nyskåret strømrander. Derved ifølge tabel 10.1 vil det kunne forventes et Manningtal mellem 12 og 20 for Østeråen. For modellen med opmålte tværsnit ligger Manningtallet mellem 14,05 og 23,3 mens den for de syntetiske tværsnit ligger mellem 11,01 og 16,6. Selvom Manningtallene for de syntetiske tværsnit er lavere, ligger de stadig inden for intervallet for et mellem til stort vandløb, med nyskåret strømrander. Guldbækken kan karakteriseres som et lille til mellem vandløb hvor den seneste grødeskæring er sket i starten af august, hvilket næsten er 2 måneder før synkronvandføringsmålingen. Ifølge tabel 10.1 vil et Manningtal ligge inden for 4-15, da Guldbækken vil være et lille til mellem vandløb med tæt til spredt grødevækst. For de opmålte tværsnit er Manningtallet mellem 7,3 og 11,8 mens det for de syntetiske er 3,8 til 8,3. Derved kan der ligesom ved Østeråen vurderes at selvom Manningtallene generelt er lavere, er de stadig realistiske. Derudover omfatter Guldbækken flere strækninger med relativt stejle fald, hvor der under vandløbsopmåling blev observeret, at substratet i disse sektioner ofte bestod af groft substrat. Især sektion 7 og 10, som fremgår i figur 9.8, udviser disse karakteristika. Det er også disse to strækninger, der har de laveste kalibrerede Manningtal.

For de kalibrede Manningtal kan det konkluderes, at selvom de syntetiske tværsnit har været overestimeret, har det ikke været i sådan en grad at Manningtallene er urealistiske selvom de er lavere end for de opmålte tværsnit.

10.2 Syntetiske tværsnits anvendelighed i habitatmodellering

De syntetiske tværsnits anvendelighed vurderes ud fra to aspekter: Deres hydrauliske præcision samt deres evne til at efterligne resultaterne fra habitatmodellen med de opmålte tværsnit.

Hydraulisk præcision

Med hensyn til den hydrauliske præcision er der foretaget en sammenligning mellem det beregnede vandspejl ved MMVF og den højeste simulerede vandføring i de respektive HEC-RAS modeller med henholdsvis opmålte og syntetiske tværsnit. Sammenligningen er udført både med separat kalibrering af Manningtallet for hver model og uden kalibrering, hvor begge modeller er blevet tildelt samme Manningtal, jf. bilag G.1.

Ved sammenligning af de kalibrerede modeller blev det observeret, at vandspejlet generelt blev underestimeret ved MMVF og en smule overestimeret ved den højeste vandføring. Forskellen var dog lille, cirka $\pm 0,05$ meter. På trods af at den syntetiske vandløbsbund generelt ligger lavere end den opmålte (ca. 0.3 meter), har kalibreringen med de ni vandstandsstationer i Østeråen og Guldbækken i vid udstrækning kompenseret for denne forskydning. Det medførte, at den syntetiske model ramte vandspejlets kote sætning forholdsvis præcist, mens den relative variation i vandspejlet, altså ændringen i vandstanden fra lav til høj vandføring, ikke stemte overens med resultaterne fra modellen baseret på opmålte tværsnit. Generelt steg vandstanden hurtigere for de syntetiske tværsnit, grundet den større hydrauliske modstand. Perspektivmæssigt vil de syntetiske tværsnit derfor også kunne anvendes i forbindelse med en oversvømmelsesvurdering i tilfælde af manglende information om vandløbet. De egner sig således godt til at foretage en indledende screening i forhold til oversvømmelsessimuleringer.

I den ukalibrerede sammenligning blev det observeret, at vandspejlet fra modellen med syntetiske tværsnit konsekvent lå lavere ved begge vandføringer. Dette skyldes primært den lavere placering af den syntetiske vandløbsbund. Dog viser en sammenligning af de statistiske parametre RMSE og MBE for vandløbsbunden (tabel 9.1) med tilsvarende parametre for vandspejlet (tabel G.1 og G.2), at fejlene er mindre. Dette indikerer, at en del af den fejl, der introduceres via vandløbsbundens placering, bliver udjævnet i modelleringen af vandspejlet. Til gengæld stemte den relative stigning i vandspejlet overens mellem de to modeller. Eksempelvis, hvis modellen med opmålte tværsnit viste en stigning i vandspejlet på 10 cm, viste den syntetiske model en tilsvarende stigning. Dette indikerer, at selvom det absolutte vandspejl er forskudt, er den hydrauliske respons mere konsistent ved brug af de samme Manningtal. Det tyder på, at de syntetiske tværsnit kan give en acceptabel hydraulisk repræsentation af vandløbet, under de samme forudsætninger som for de opmålte tværsnit. Den ideelle situation opnås, når både den absolutte kote sætning af vandspejlet og den relative ændring i vandspejl ved variation i vandføring er korrekt gengivet. Dette forudsætter imidlertid, at vandløbsbundens kote er fastlagt med tilstrækkelig nøjagtighed.

Ved anvendelse af de syntetiske tværsnit til en hydraulisk model, anbefales det at benytte

kalibrerede Manningtal baseret på vandspejlsobservationer. Det er dog vigtigt at vurdere, om de kalibrerede værdier er repræsentative for den specifikke vandløbstype. I tilfælde, hvor vandspejlsdata ikke er tilgængelige, kan et karakteristisk Manningtal også anvendes. Dette stiller imidlertid krav til den enkelte vandløbsmedarbejders faglige kendskab til det konkrete vandløb og dets hydrauliske egenskaber.

Anvendelighed i habitatmodellering

Under kalibreringen af den hydrauliske model med syntetiske tværsnit blev det overordnet observeret, at vandløbsbunden systematisk lå under den opmålte. Dette skyldtes en generel overestimering af tværsnitsarealerne, hvilket medførte et lavere Manningtal i den kalibrerede hydrauliske model. Dermed opstod der hydrauliske forskelle mellem modellerne med opmålte og syntetiske tværsnit. Alligevel viste resultaterne fra habitatmodellen, målt som den vandføring, der medfører en 10% reduktion i WUA ved MMVF, at disse forskelle i Manningtal og vandspejlsberegninger havde begrænset betydning, særligt i sektionerne i Guldbækken og den øvre del af Østeråen.

For modellen med ikke kalibrerede Manningtal ses det generelt, at udformningen af WUA-kurven passer overens, mens størrelsen af kurven (y-aksen) varierer mere. Det kan observeres, at de WUA kurver, som har en høj R^2 -værdi (reg), også er dem, der medfører de mest sammenlignelige fastsættelser af den acceptable minimumsvandføring. Det vurderes derfor som vigtigere at kunne ramme WUA kurvens relative forløb frem for den absolutte størrelse. Dette gør, at de hydrauliske beregninger skal kunne efterligne den relative udvikling i både strømningshastigheder og vanddybder, hvilket blev observeret at være nemmere med samme Manningtal.

Derudover fremgår det, under de samme hydrauliske forhold med konstant Manningtal i bilag G.1, at der opnås en større overensstemmelse med både størrelsen og udformningen af WUA kurverne, hvilket også resulterer i en mere sammenlignelig fastsættelse af den acceptable vandføring. Det kan derfor konkluderes, at det både for fastsatte og kalibrerede Manningtal er muligt at modellere WUA kurvens relative forløb med syntetiske tværsnit.

I Aalborg sektionen blev de største forskelle i den reducerede vandføring observeret. Dette stemmer overens med, at sektionen også udviser de mest markante hydrauliske afvigelser mellem modellerne med opmålte og syntetiske tværsnit. Den reducerede vandføring, som beregnes for Aalborg sektionen, vurderes dog som urealistisk i praksis, da den næsten vil medføre udtørring af vandløbet.

Afvigelsen kan blandt andet tilskrives, at vandløbsbunden og tværsnitsarealet i denne sektion har en anderledes tendens, som kun blev opdaget på baggrund af kendskabet til de opmålte tværsnit. I tilfælde hvor adgang til opmålte data ikke er tilgængelig ville denne fejl potentielt ikke være blevet identificeret. Et scenarie, hvor systematiske fejl i de syntetiske tværsnit kan minimeres, er ved at supplere dem med et begrænset antal opmålte tværsnit. Dette kan være relevant i tilfælde, hvor der skal opstilles en model for en strækning uden eksisterende opmålte data. For eksempel kunne man anvende syntetiske tværsnit med 50 meters mellemrum og indsætte opmålte tværsnit for hver 200 meter. På den måde kan eventuelle større afvigelser i vandløbsbundens placering i de syntetiske tværsnit identificeres

og korrigeres. I tilfælde, hvor der foreligger forældede opmålinger af vandløbet, kan disse stadig bidrage med information om vandløbsbundens placering – selvom de måtte være vurderet uegnede til direkte anvendelse i modelleringen. Det skyldes, at det vurderes at vandløbsbundens kote typisk ikke ændrer sig markant over tid, selv ved ældre opmålinger.

Yderligere blev der i bilag H.1 lavet en undersøgelse af betydning af tværsnitsudformningen for resultatet af Habitatmodellen. Her blev der antaget forskellige udformninger med det samme modelleret areal. Heri en buet-, trapez- og rektangulær udformning, i stedet for den modelleret udformning. Den overordnede konklusion blev at habitatmodellens præcision i højere grad afhænger af placeringen af vandløbsbunden end af den specifikke tværsnitsudformning i det enkelte tværnit, over længere strækninger. Dette skyldes, at den relative udformning af WUA-kurven i højere grad var igen styret af en korrekt placering og forløb af vandløbsbunden. Dette formodes at skyldtes at de enkelte tværsnits udformningsvariationer bliver udjævnet når der udføres habitatmodellering over større strækninger. En anden forklaring kan være, at den relativt store fejl i arealestimeringen underminerer betydningen af tværsnitsudformningen. Overordnet vurderes det derfor, at tværsnitsudformningen har mindre indflydelse end selve arealestimeringen. En yderligere analyse, der kunne belyse udformningens betydning, ville være at anvende de forskellige antagede tværsnitsformer på de opmålte arealer. Herved vil kote sætningen af bunden være mere præcis, og den eneste variabel vil være tværsnittets udformning. Den observerede forskel i WUA-kurvenes forløb og størrelse vil dermed kunne give et tydeligere billede af udformningens betydning. En sådan analyse er dog ikke foretaget i denne rapport.

Samlet set var der forskelle i estimeringen af tværsnitsarealer, tværsnitsudformning og de kalibrerede Manningtal mellem modellerne. Ikke desto mindre blev der i casestudiet ikke påvist væsentlige forskelle i den vandføring, der måtte reduceres til ved en 10% reduktion af WUA i sektionerne Bonderup, Godthåb-Svenstrup og Guldbæk-Godthåb.

Det vurderes derfor, at syntetiske tværnit er anvendelige i habitatmodellering for Guldbækken og Østeråen.

Konklusion

11

I indledningen blev det konkluderet, at de nuværende metoder til fastsættelse af den acceptable minimumsvandføring, ifm. vandindvinding, er præget af stor usikkerhed. Her kan habitatmodellering, bidrage til at danne et bedre beslutningsgrundlag. Pointen med habitatmodelleringen er at kunne fastsætte en mere nuanceret acceptabel minimumsvandføring, baseret på et mere håndgribeligt begreb som en reduktion i habitatets størrelse, frem for de metoder, der bruges i dag, såsom en reduktion i MMVF (medianminimums-metoden) eller en reduktion i en EQR-værdi (DCE-metoden), som er mere abstrakte at forholde sig til. Habitatmodellering er dog en ressourcekrævende metode, hvilket har begrænset dens anvendelse i dansk sammenhæng. Ved at automatisere dele af processen, gennem brug af syntetiske tværsnit, kan habitatmodellering gøres mere tilgængelig og anvendelig. På denne baggrund er følgende problemformulering opstillet:

Hvad er forskellen mellem en habitatmodel baseret på opmålte tværsnit og en habitatmodel baseret på automatiseret generering af syntetiske tværsnit i Østerå og Guldbæk systemet?

- *Hvordan kan der udvikles en model, der automatisk, og med udgangspunkt i let tilgængelige data, kan generere syntetiske tværsnit under vandspejlet i Danmarks Højdemodel – Terræn?*

Der blev opstillet to modeller til at forudsige arealet af tværsnit i danske vandløb. Den ene model er baseret på Manningformlen som, på baggrund af data fra 4.400 tværsnit, kunne estimere arealer med en præcision med $R^2 = 0,86$. Modellens relative usikkerhed var størst ved små tværsnit.

Det var muligt at forbedre estimeringen af tværsnitsarealet ved at anvende machine learning i form af et neuralt netværk. Denne model opnåede en højere præcision på $R^2 = 0,92$, men havde ligeledes en relativt større usikkerhed ved små tværsnit. En begrænsning ved den neurale netværksmodel er, at inputparametrenes spænd skal være sammenligneligt med det spænd, modellen blev trænet på.

Udover disse to modeller, til forudsigelse af tværsnitsareal, blev der opstillet et neuralt netværk til forudsigelse af tværsnittenes dybdefordeling. Denne model viste overordnet god prædiktions på $R^2 = 0,77$ af dybdefordelingen, men med tydeligt større usikkerheder ved de laveste dybder. 10. perccetil dybde havde den værste forklaringsgrad med en $R^2 = 0,52$.

Alle tre modeller blev samlet anvendt til automatisk generering af syntetiske tværsnit i Østerå Guldbæk systemet. En del af tværsnittene blev forudsagt ved hjælp af Manningformlen, da inputparameteren, vandspejlshældning, lå uden for det træningsspænd,

det neurale netværk var baseret på. Ved sammenligning af de syntetiske og de opmålte tværsnit i Østeråen og Guldbækken var den generelle tendens en overestimering af tværsnitarealet.

For Østeråen og Guldbækken blev der opstillet to habitatmodeller for ørred. En baseret på opmålte tværsnit og en baseret på syntetisk genererede tværsnit. Habitatmodellerne består af en hydraulisk og en økologisk komponent, hvor den økologiske del er defineret ved præferencekurver for ørred i forskellige livsstadier. Forskellen mellem de to habitatmodeller ligger i den hydrauliske del, som bygger på forskellige tværsnitsdata.

Der blev observeret en forskel i de kalibrerede Manningtal mellem modellerne med opmålte og syntetiske tværsnit. Manningtallene ligger dog for begge modeller inde for det spænd litteraturen anbefaler. Kalibreringen medførte, at vandspejlet blev korrekt kote sat, men den hydrauliske respons ved ændringer i vandføring var forskellig mellem modellerne. Disse hydrauliske forskelle resulterede i variationer i habitatmodellernes WUA-kurver.

I Guldbækken og den øvre del af Østeråen var forskellen i den fastlagte acceptable minimumsvandføring, for de to modeller, mens der i den nedre del af Østeråen blev observeret en tydelig forskel. Denne forskel tilskrives især større usikkerhed i de syntetiske tværsnit for netop dette område, hvilket resulterede i en upræcis gengivelse af vandløbsbundens forløb. Det blev desuden konkluderet, at betydningen af det enkelte tværsnits udformning reduceres, når habitatmodellen dækker en længere strækning. Den mest afgørende faktor for modellens nøjagtighed er placeringen og forløbet af vandløbsbunden.

Overordnet viser resultaterne, at det, forudsat en præcis estimering af inputparametrene og dermed en pålidelig beregning af tværsnitsarealet, er muligt at generere syntetiske tværsnit, som er anvendelige i habitatmodellering.

Litteratur

- Andersen, J. M. and Jensen, P. N. (2019). Danske vandløb ca. 1970-2018. Miljøets fodspor nr. 4. <https://mst.dk/media/k4lo3wmc/miljoeets-fodspor-4-vandloeb.pdf>.
- Baatrup-Pedersen, A., Kjær, C., and Kjølgaard, A. (2023). Vandløb 2021 - Økologisk tilstand. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR561.pdf. Videnskabelig rapport nr. 561 ISBN 978-87-7156-792-2.
- Bro, R. and Smilde, A. K. (2014). Principal component analysis. <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2014/ay/c3ay41907j>.
- Brorsen, M. and Larsen, T. (2009). Lærebog i Hydraulik. Aalborg Universitetsforlag. ISBN 978-87-7307-978-2.
- Brunner, G. W. (2020). HEC-RAS, River Analysis System Hydraulic Reference Manual. US ARMY CORPS OF ENGINEERS HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER (HEC).
- Burcharth, H. and Jørgensen, T. W. (1976). Hydrologi.
- Christensen, J. Q., Esbensen, S., Fuhr, E. E., Foss-Pedersen, K., Grønbæk-Skovborg, N. T., Hannibalsen, J., Hansen, H. P. B., Isaksen, S. H., Nicolaisen, J. B., and Pilgaard, A. (2023). Forvaltning af fremtidens drikkevandsressource Afrapportering af projekt under Drikkevandsfonden 2022. Grundvand og drikkevand nr. 8, ISBN: 978-87-7038-569-5.
- Clausen, B., Olsen, M., Pedersen, S., and Pedersen, M. L. (2006). Habitatmodellering i Ledreborg Å, Effekten på ørred ved reduceret vandføring. Danmarks Miljøundersøgelser 58s. Faglig rapport fra DMU nr. 580. ISBN 978-87-7772-930-0. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.
- Conallin, J., Boegh, E., and Jensen, J. K. (2010). Instream physical habitat modelling types: an analysis as stream hydromorphological modelling tools for eu water resource managers. International Journal of River Basin Management, 8(1):93–107. IAHR Website <https://doi.org/10.1080/15715121003715123>.
- Danmarks Meteorologiske Institut (2023). Varsling af oversvømmelser oprustes. Tilgængelig via DMI, besøgt maj 2025.
- Dataforsyningen (2024a). Danmarks højdemodel - Oprindelse. Hentet d. 08-01-2025, <https://dataforsyningen.dk/data/3571>.
- Dataforsyningen (2024b). Danmarks Højdemodel - Terræn. Hentet d. 03-10-2024, <https://dataforsyningen.dk/data/930>.

- Dataforsyningen (2024c). Skikkelsesdata for vandløb. Hentet d. 03-10-2024, <https://dataforsyningen.dk/data/3865>.
- Dataforsyningen (2025). Hydrologisk Højdemodel - Flow Ekstremregn. Hentet d. 08-01-2025, <https://dataforsyningen.dk/data/2692>.
- Friberg, N., Hans Todsén, E. K., and Jensen, P. N. (2013). Beskrivelse af elementer til inddeling af vandløbsstrækninger i forskellige klasser med henblik på en prioritering i forhold til vandplanerne. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Geeks for Geeks (2024). Weights and Bias in Neural Networks. <https://www.geeksforgeeks.org/the-role-of-weights-and-bias-in-neural-networks/>. Besøgt 30-05-2025.
- GeoDanmark (2024). Vandløbskanter - GeoDanmark. Tilgængelig via Arealdata - Miljøportalens datasætbrowser.
- Goodfellow, I., Bengio, Y., and Courville, A. (2016). Deep Learning. MIT Press. <http://www.deeplearningbook.org>.
- Graeber, D., Wiberg-Larsen, P., Bøgestrand, J., and Baattrup-Pedersen, A. (2014). Vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand
Implementering af retningslinjer for effekten af vandindvinding i forbindelse med vandplanlægning og administration af vandforsyningsloven.
- Henriksen, H. J., Ondracek, M., and Troldborg, L. (2023). Vandressourceopgørelse – datarapport Baggrundsrapport til Miljøstyrelsens samlede afrapportering omkring forvaltning af fremtidens drikkevandsressource. Metode, resultater, usikkerheder og forventede klimapåvirkninger. RAPPORT 2023/8.
- Henriksen, H. J., Rasmussen, J., Olsen, M., He, X., Jørgensen, L. F., Troldborg, L., and GEUS (2014). Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. delprojekt: Effekt af vandindvinding. konceptuel tilgang og validering samt tilstandsvurdering af grundvandsforekomster. Technical report, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, Klima-, Energi- og Bygningsministeriet.
- Henriksen, H. J., Stisen, S., Pasten-Zapata, E., Jakobsen, A., Kragh, S. J., van Til, M., Ondracek, M., Rasmussen, P., Schneider, R. J., Koch, J., Gotfredsen, J., Soltani, M., Troldborg, L., Refsgaard, J. C., and Sonnenborg, T. (2020). Udvikling af landsdækkende modelberegninger af terrænnære hydrologiske forhold i 100m grid ved anvendelse af DK-modellen: Dokumentationsrapport vedr. modelleverancer til Hydrologisk Informations- og Prognosesystem. RAPPORT 2023/8.
- Hinsby, K. and Dahl, M. (2010). Udpegning af kritiske deloplande for nitratbelastning af økosystemer via grundvandsforekomster. ISBN: 978-87-92617-83-5.
- Jensen, I. K., Urhøj, G., Marcus, E., Jensen, G. P., Jensen, K. M., Madsen, J., Jensen, A. L., Jepsen, M., Larsen, M. E., Moeslund, B., Smith, O., and Gregersen, J. (2019). Miljøstyrelsens rapport om forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren.

- 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., and Larsen, G. (2013). Arbejdsnotat om Balance mellem vandforekomster og vandindvinding til markvanding.
- Jørgensen, H. E., Windolf, J., Tornbjerg, L., and Westermann, P. (2000). Afstrømning i danske vandløb: beregning af karakteristiske afstrømningsparametre for 61 målestationer. Tilgængelig via Danmarks Miljøundersøgelser (nu DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi).
- Klimadatastyrelsen (2025). Datagrundlag til varsling af oversvømmelser. Tilgængelig via Klimadatastyrelsen, besøgt maj 2025.
- Kougios, A., Levesen, B., Fernström-Forsmann, D. M., Degnbol, F., Rasmussen, F., Laursen, J. M. M. D. O. P. F., Lehm, L., Lange, M. H., Nielsen, R. V., Ottosen, R., and Knudsen, T. B. (2025). Opmålte tværsnitprofiler af vandløb udleveret fra Aabenraa, Aalborg, Horsens, Mariagerfjord, Odense, Tønder, Vejle og Viborg kommune. Aabenraa Kommune, Aalborg Kommune, Horsens Kommune, Mariagerfjord Kommune, Odense Kommune, Tønder Kommune, Vejle Kommune, Viborg Kommune.
- Larsen, S. E., Friberg, N., Wiberg-Larsen, P., Skriver, J., and Larsen, L. K. (2014). Konvertering af DVFI faunaklasser til EQR-værdier (Økologisk Kvalitets Ratio).
- Larsen, T. (2017). Manningtallet for vandløb – en udtømmelig kilde til diskussion. 24. årgang nr. 2 maj 2017.
- Lindbjerg, K. L. (2018). Prognosebaseret vandindvinding og modeller for vandløbspåvirkning.
- Miljø og Fødevareministeriet (2016). Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. ISBN 978-87-7175-582-4, Side 46-47.
- Miljøministeriet (2023). Vandområdeplanerne 2021-2027. ISBN 978-87-91824-01-2 side 109.
- Miljøministeriet (2024). Vandområdeplanerne. <https://mim.dk/vores-opgaver/vandmiljoe/vandomraadeplanerne>. Besøgt 30-10-2024.
- Miljøministeriet og Naturstyrelsen (2011). Vandplan 2009 – 2015. Limfjorden. Hovedvandopland 1.2 Vanddistrikt: Jylland og Fyn. ISBN 978-87-7091-648-6.
- Miljøportal, D. (2024). Miljødata- hydrometri. Hentet d. 15-11-2024, <https://miljoedata.miljoeportal.dk/>.
- Miljøstyrelsen (1979). Vandforsyningsplanlægning 2. del. Planlægning af vandindvinding fra overfladevand. side 20.
- Molnar, C. (2019). Interpretable Machine Learning A Guide for making Black Box Models Explainable. Paperback. Christoph Molnar. Chapter 23 Permutation Feature Importance.

- NIRAS (2023). 3D-laserscanning af vandløb i Egedal og Gribskov. Tilgængelig via NIRAS, besøgt maj 2025.
- Olsen, M. and Højberg, A. L. (2011). Udbygning af vandløbsnetværk, DK-model2009. Rapport2011/139.
- OpenAI (2025). ChatGPT.
- Ovesen, N. B., Larsen, S. E., Schlünsen, K., Moeslund, B., and Larsen, L. K. (2015). Afprøvning af forslag til metode til konsekvensvurdering af ændret vandløbsvedligeholdelse. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 49, ISBN: 978-87-7156-116-6, <http://dce2.au.dk/pub/TR49.pdf>.
- Piontkowitz, T., Halvorsen, N. S., Hansen, M. U., Brandt, U. S., Prall, M. C., Geertsen, K.-S., Burmester, S. E. L., Poulsen, B., Merino, M., Grupe, C., Andersen, K. J., Kloster, B. B., Gehlert, P. H., Bonde, L., and Jensen, M. G. (2024). Metode til national risikovurdering af oversvømmelse fra søer, vandløb og hav. Oversvømmelsesdirektivet tredje planperiode.
- Rasmussen, G. H. and Carl, H. (2019). Atlas over danske saltvandsfisk. https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/201155222/_rred_Fiskeatlas.pdf, Downloaded d. 15-04-2025.
- Retsinformation (2023). Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/792>. Besøgt 26-11-2024.
- Retsinformation (2024). Bekendtgørelse om vandindvinding og vandforsyning. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/775>. Besøgt 30-10-2024.
- Scheider, M., Noack, M., Gebler, T., and Kopecki, I. (2010). Handbook for the Habitat Simulation Model CASiMiR. Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH and Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Thorling, L., Albers, C. N., Hansen, B., Kidmose, J., Johnsen, A. R., Kazmierczak, J., and Troldborg, M. H. M. L. (2024). Grundvandsovervågning, Status og udvikling 1989 – 2023. ISBN: 978-87-7871-616-3.
- Troldborg, L. (2025). Mail korrespondance med Lars Troldborg.
- WatsonC (2023). Vurdering af påvirkning på vandløb og natur. Ny kildeplads i Ormstrup Plantage ved Idom Å.
- WSP (2022). Miljøkonsekvensvurdering af nye vandindvindingstilladelser til Aarhus Vand i forhold til vandløb, APPENDIKS 5: Vurdering af vandløb - Teknisk notat.
- Xichuan Zhou, Haijun Liu, C. S. and Liu, J. (2022). Deep learning on edge computing devices : design challenges of algorithm and architecture.

A.1 Lineær regressionsparameter til persentilvandføringen

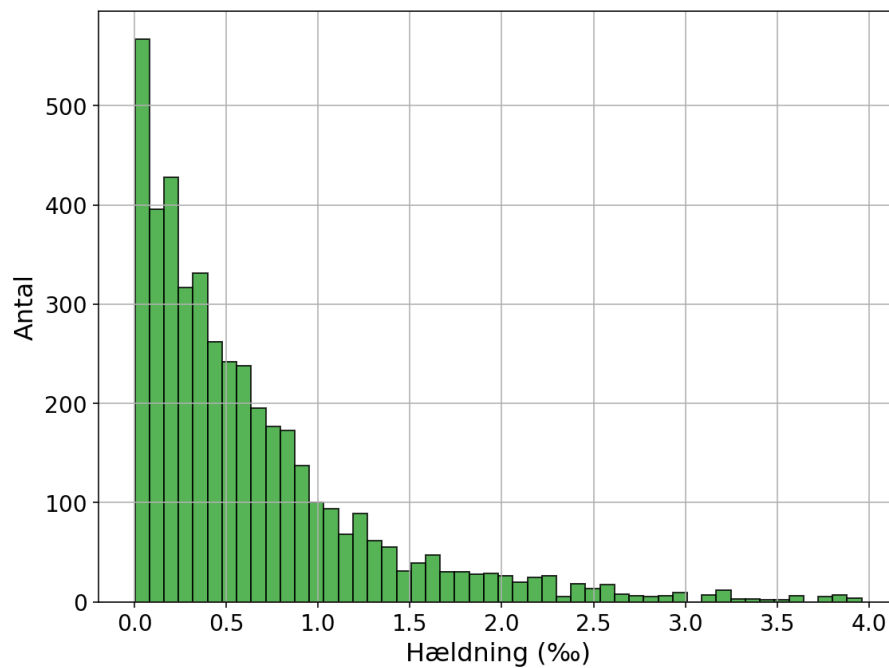
Tabel A.1. Lineær regressionsparameter for percentil 5–27 og 28–49

Percentil	a	b	R ²	Percentil	a	b	R ²
5	0,0171	-146,610	0,928	28	0,0235	-168,839	0,953
6	0,0174	-146,757	0,930	29	0,0238	-168,362	0,954
7	0,0178	-147,600	0,931	30	0,0240	-167,862	0,955
8	0,0181	-148,440	0,933	31	0,0243	-168,013	0,956
9	0,0184	-150,135	0,935	32	0,0246	-167,847	0,957
10	0,0187	-152,575	0,936	33	0,0248	-167,509	0,958
11	0,0190	-153,756	0,938	34	0,0251	-167,090	0,959
12	0,0193	-155,013	0,939	35	0,0254	-166,638	0,960
13	0,0196	-156,969	0,939	36	0,0256	-166,107	0,961
14	0,0199	-158,913	0,940	37	0,0259	-165,017	0,962
15	0,0202	-161,512	0,940	38	0,0262	-164,427	0,962
16	0,0205	-163,256	0,941	39	0,0265	-163,667	0,963
17	0,0208	-164,427	0,941	40	0,0268	-163,043	0,964
18	0,0210	-165,375	0,942	41	0,0271	-162,563	0,964
19	0,0213	-166,764	0,943	42	0,0274	-161,774	0,965
20	0,0216	-168,199	0,944	43	0,0277	-161,156	0,966
21	0,0218	-169,125	0,945	44	0,0280	-160,024	0,966
22	0,0221	-169,649	0,947	45	0,0283	-158,492	0,967
23	0,0223	-169,484	0,948	46	0,0286	-156,676	0,968
24	0,0226	-169,763	0,949	47	0,0289	-154,758	0,968
25	0,0228	-169,950	0,950	48	0,0292	-153,274	0,969
26	0,0231	-169,932	0,951	49	0,0295	-150,983	0,969
27	0,0233	-169,350	0,952				

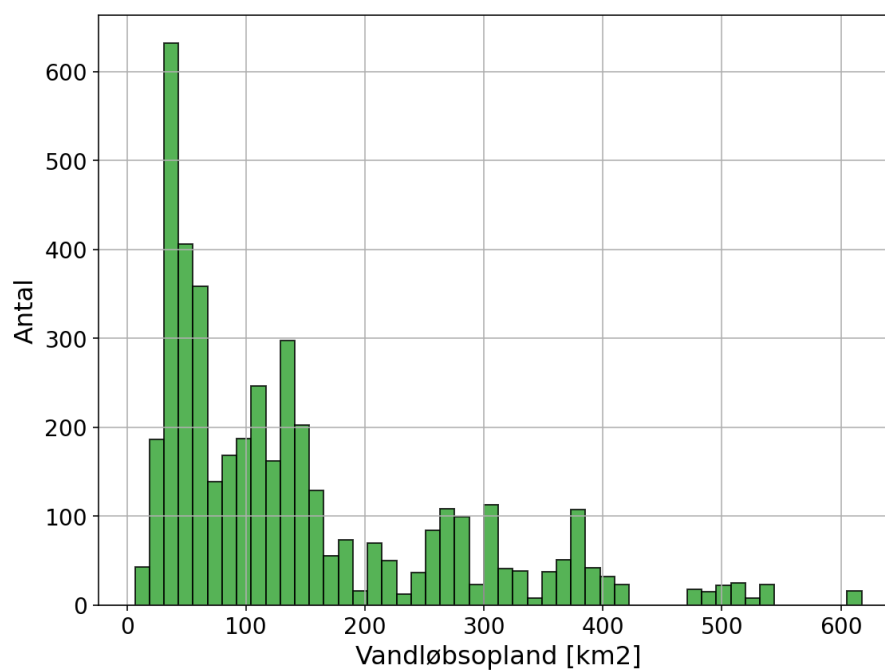
Tabel A.2. Lineær Regressionsparameter for percentil 50–72 og 73–95

Percentil	a	b	R ²	Percentil	a	b	R ²
50	0,0299	-149,304	0,970	73	0,0397	-70,385	0,972
51	0,0302	-147,522	0,970	74	0,0403	-65,192	0,972
52	0,0305	-144,714	0,971	75	0,0410	-57,719	0,972
53	0,0309	-142,974	0,971	76	0,0416	-49,674	0,972
54	0,0312	-140,514	0,971	77	0,0423	-42,659	0,971
55	0,0316	-138,392	0,971	78	0,0430	-32,670	0,971
56	0,0319	-135,834	0,972	79	0,0437	-22,412	0,971
57	0,0323	-133,484	0,972	80	0,0445	-11,530	0,971
58	0,0326	-131,184	0,972	81	0,0452	1,020	0,971
59	0,0330	-129,750	0,971	82	0,0461	12,634	0,971
60	0,0334	-126,994	0,971	83	0,0469	26,736	0,970
61	0,0338	-123,666	0,971	84	0,0480	38,344	0,970
62	0,0343	-120,718	0,971	85	0,0490	52,254	0,969
63	0,0347	-117,590	0,971	86	0,0501	66,477	0,969
64	0,0351	-113,613	0,971	87	0,0513	81,444	0,968
65	0,0356	-109,516	0,971	88	0,0525	100,154	0,967
66	0,0360	-105,304	0,971	89	0,0539	119,657	0,967
67	0,0365	-100,896	0,972	90	0,0553	142,892	0,966
68	0,0370	-96,311	0,972	91	0,0569	166,951	0,964
69	0,0375	-91,216	0,972	92	0,0586	196,741	0,963
70	0,0380	-86,548	0,972	93	0,0605	230,856	0,961
71	0,0385	-81,308	0,972	94	0,0626	273,200	0,959
72	0,0391	-76,299	0,972	95	0,0648	333,914	0,957

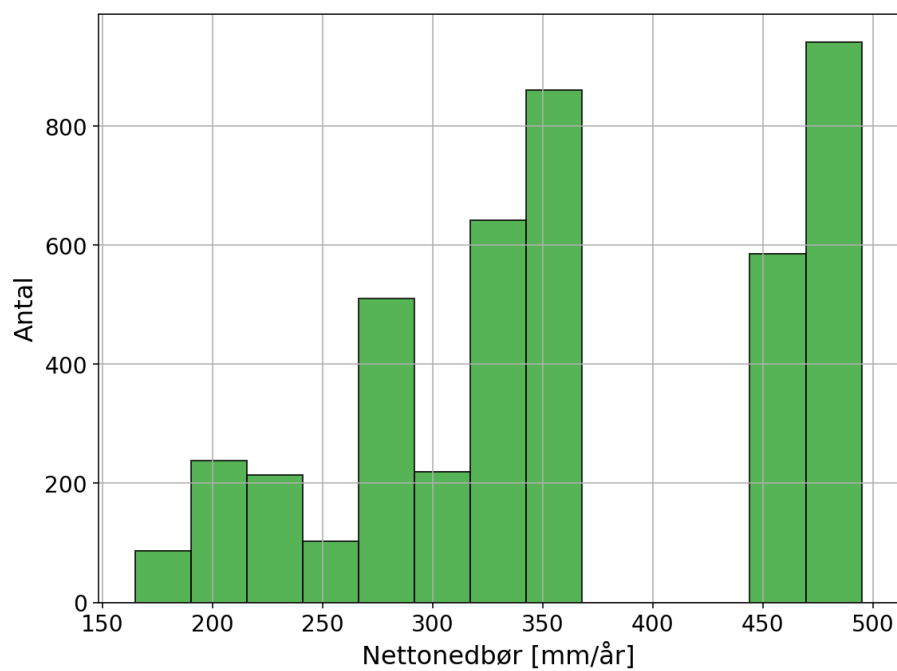
B.1 Fordeling af input parametre fra skikkelsesdata for vandløb samt kommunale regulativopmålinger



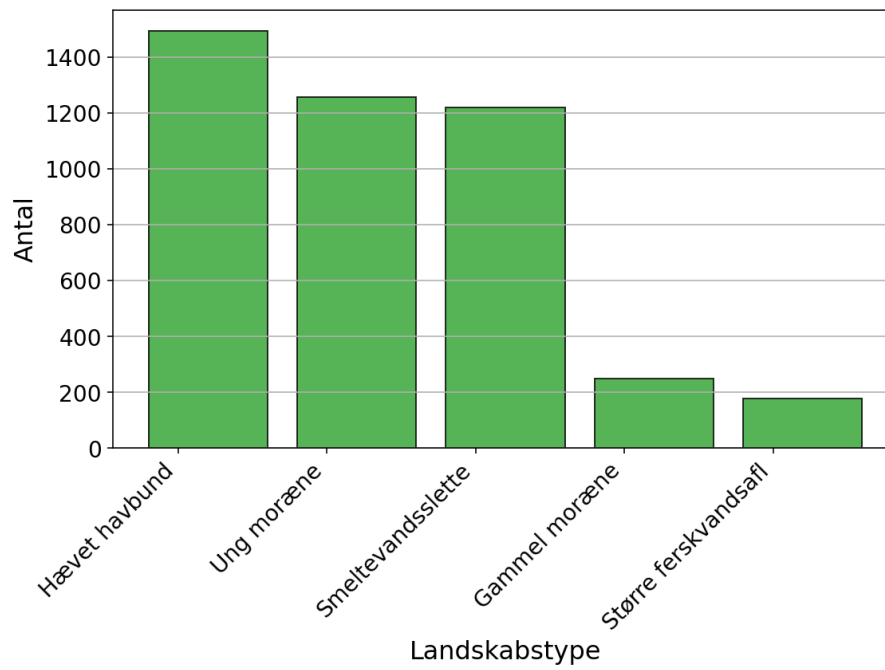
Figur B.1. Fordeling af vandspejlhældninger.



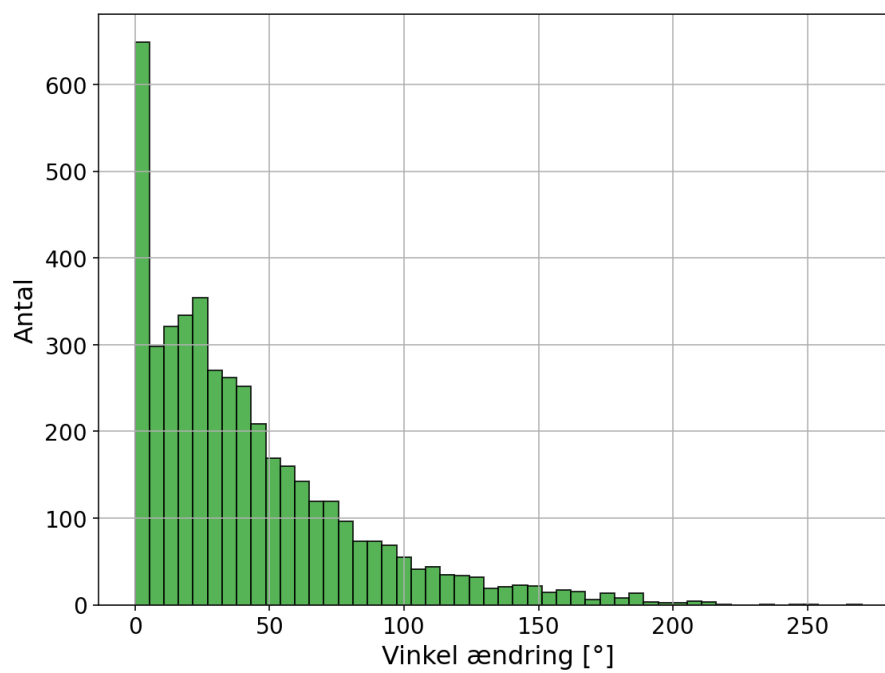
Figur B.2. Fordeling af vandløbsopland.



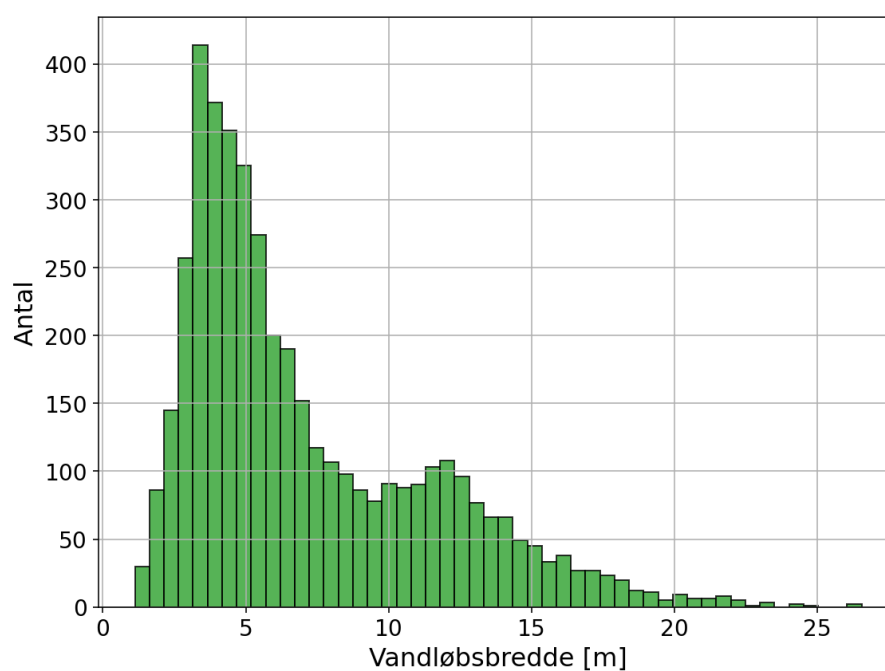
Figur B.3. Fordeling af Nettonedbør.



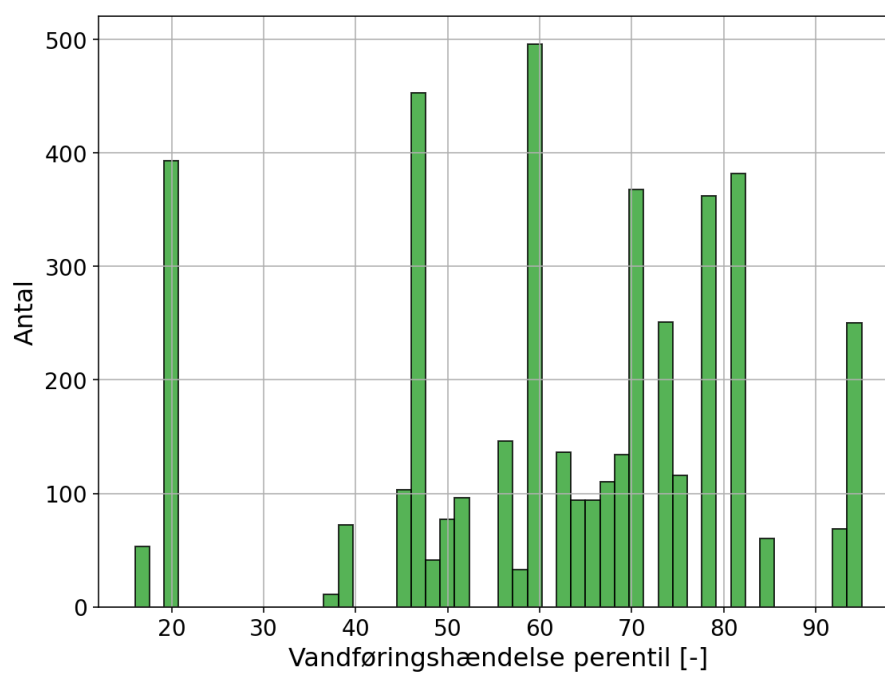
Figur B.4. Fordeling af Landskabstype.



Figur B.5. Fordeling af vandløbets krumning (vinkel ændning).

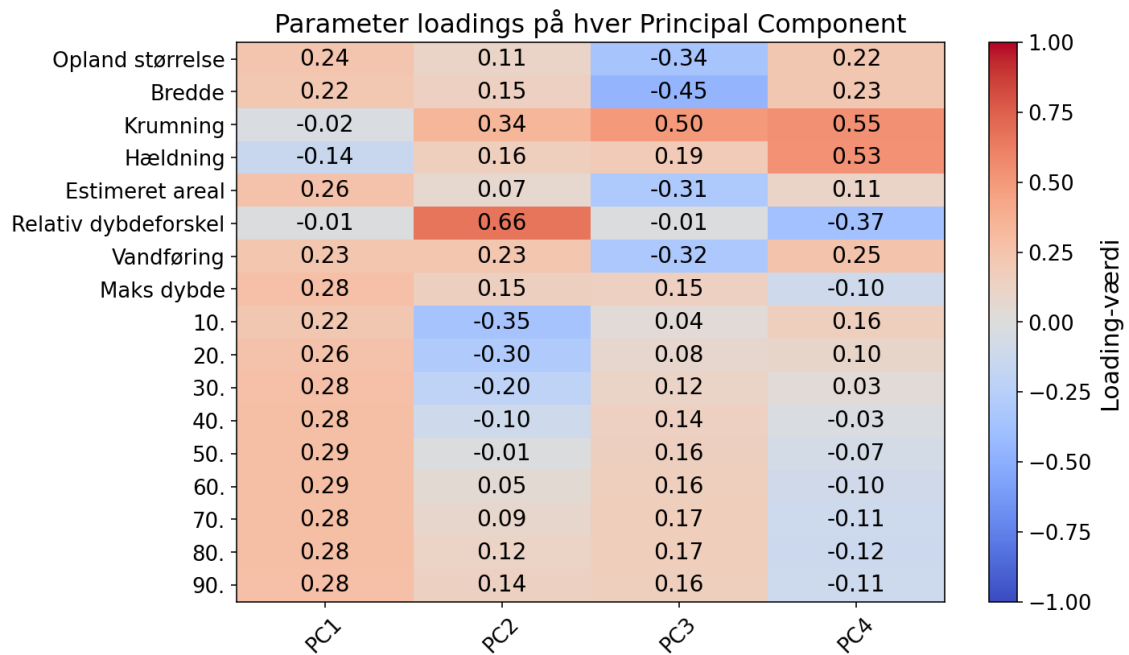


Figur B.6. Fordeling af vandløbsbredde.

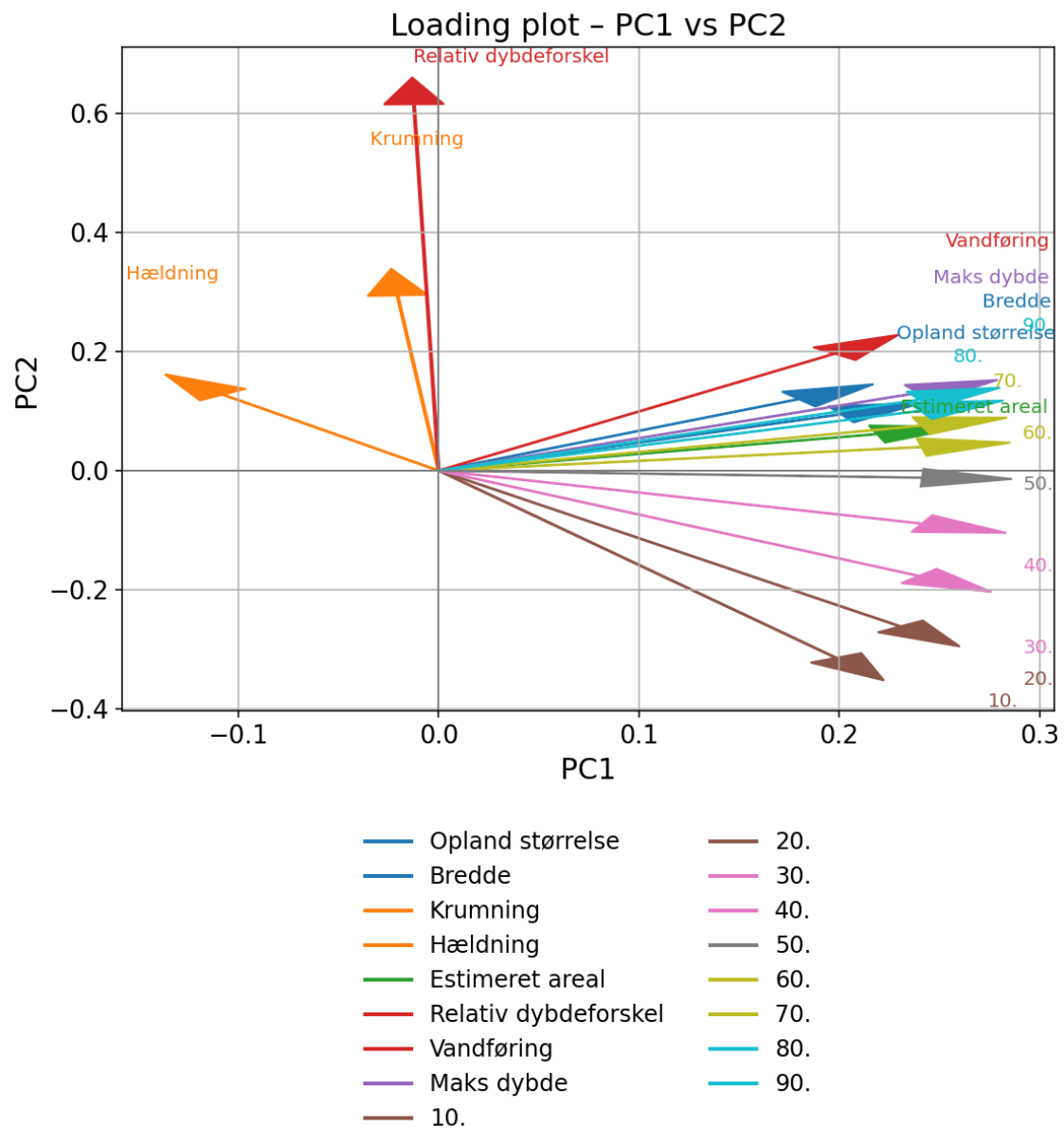


Figur B.7. Fordeling af vandføringshændelse percentil.

C.1 PCA loadings til neuralnetværk for dybdefordeling

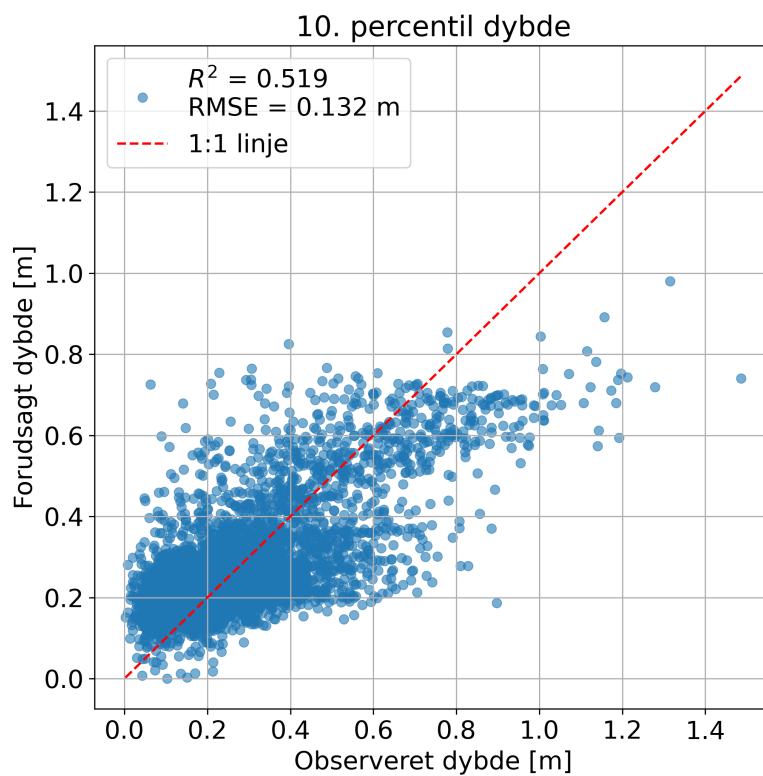


Figur C.1. Heatmap over loading-værdier for hver parameter på fire principal components. Loading-værdier viser, hvor meget hver parameter bidrager til de enkelte komponenter.

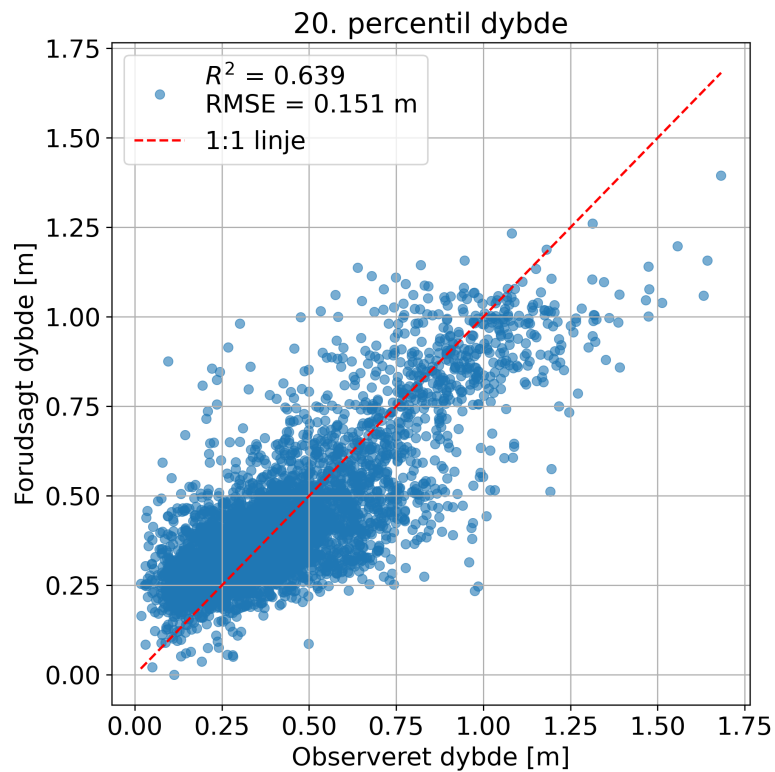


Figur C.2. Loading plot for PC1 og PC2, der viser hvordan parametrene bidrager til de to første principal components og deres indbyrdes korrelationer.

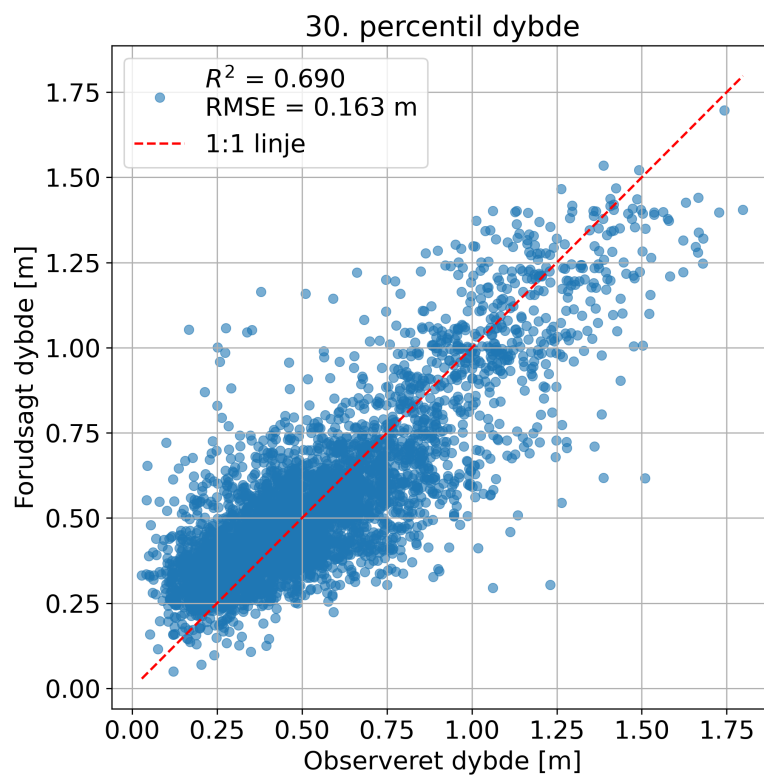
D.1 Sammenligning mellem observeret og forudsagte dybde percentiler



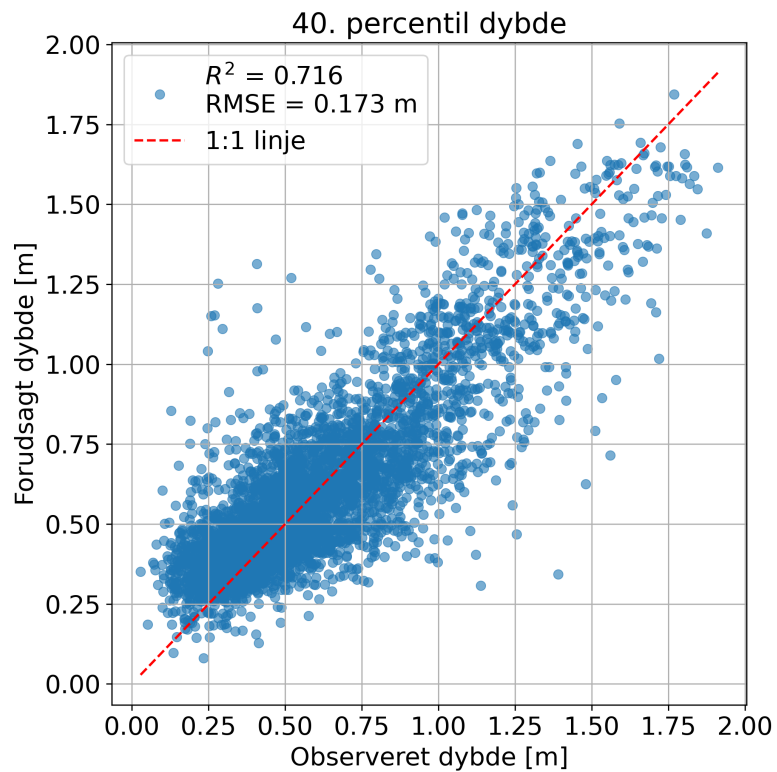
Figur D.1. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 10. percentil dybde.



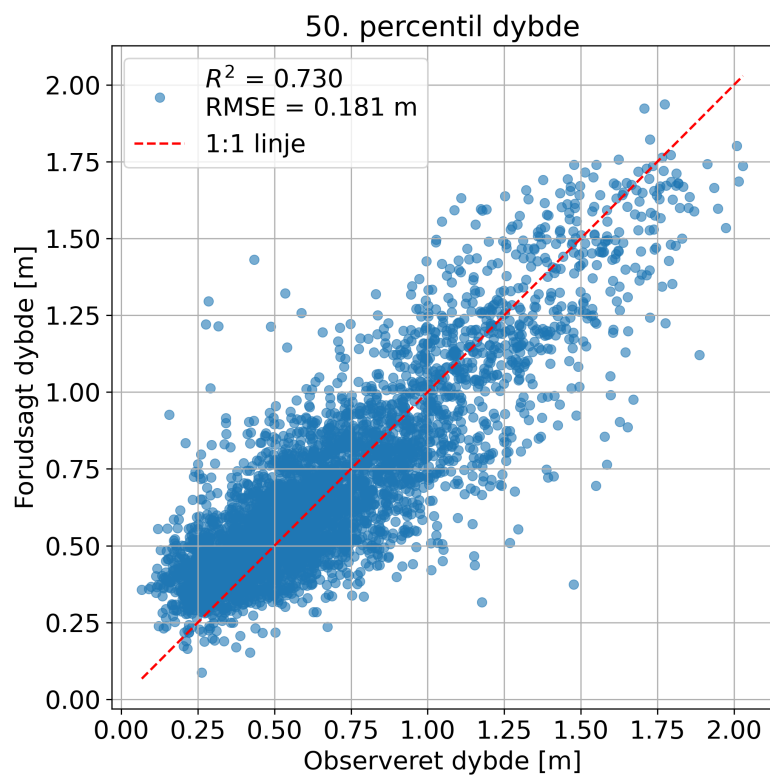
Figur D.2. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 20. percentil dybde.



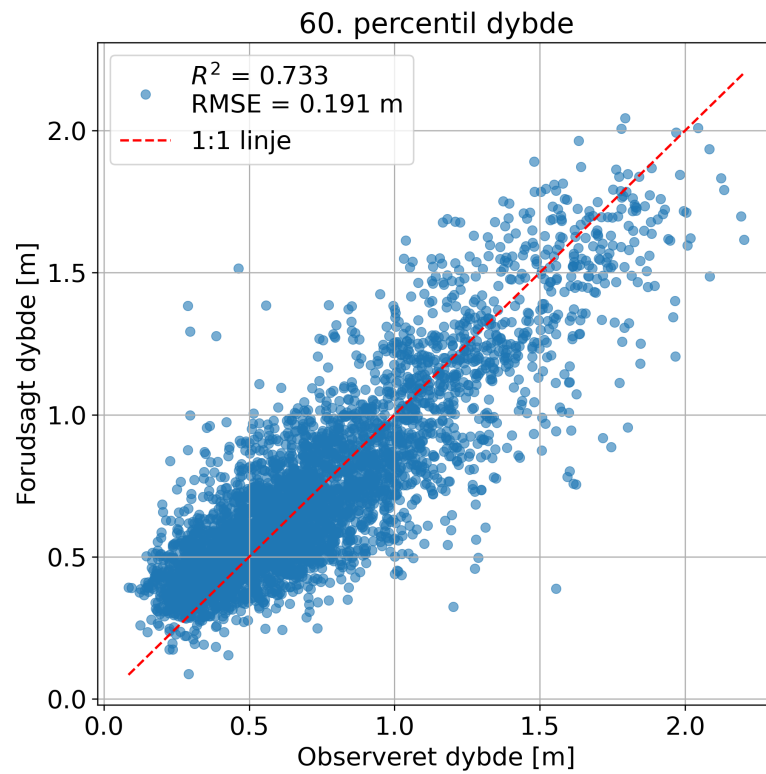
Figur D.3. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 30. percentil dybde.



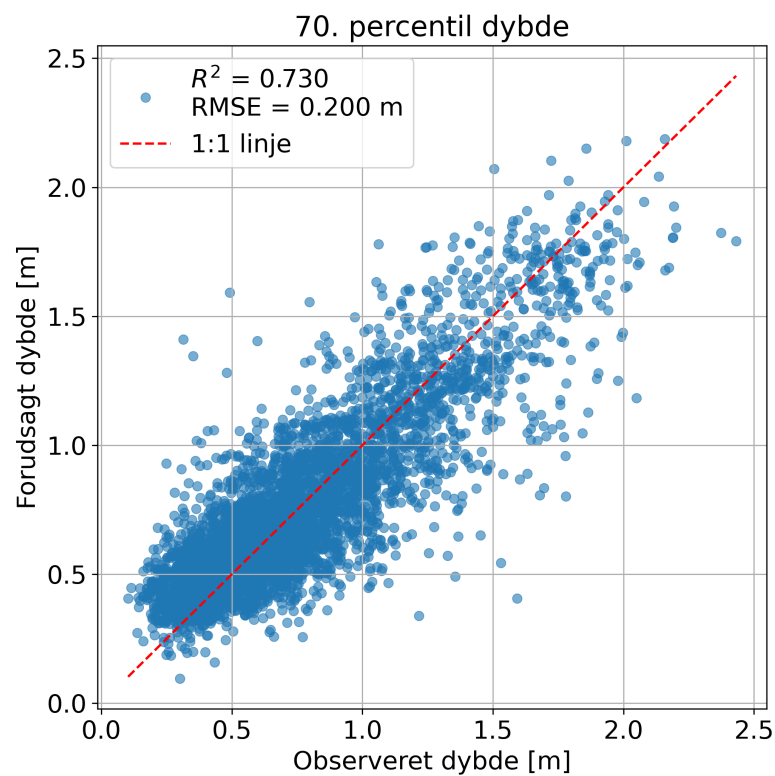
Figur D.4. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 40. percentil dybde.



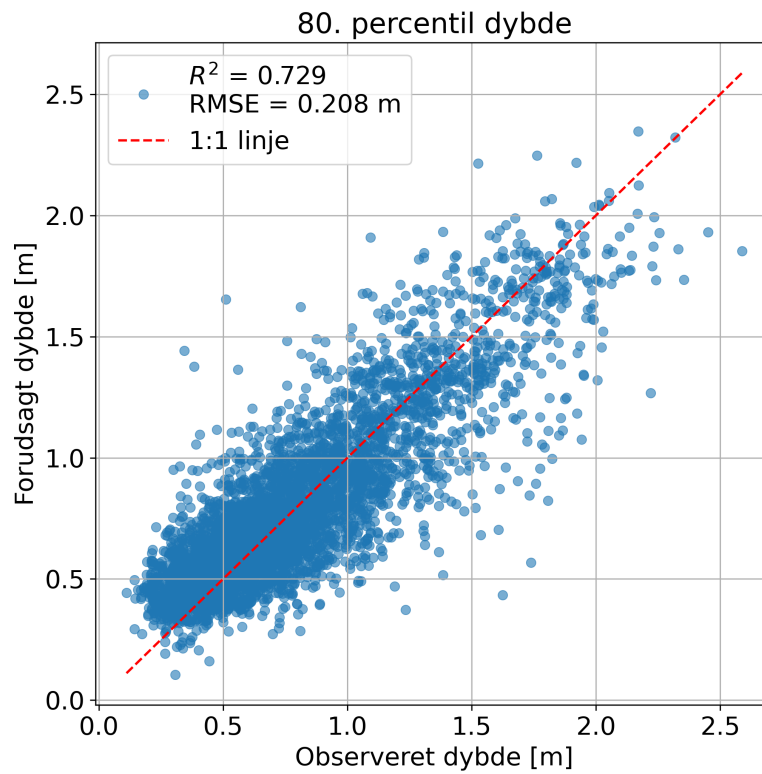
Figur D.5. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 50. percentil dybde.



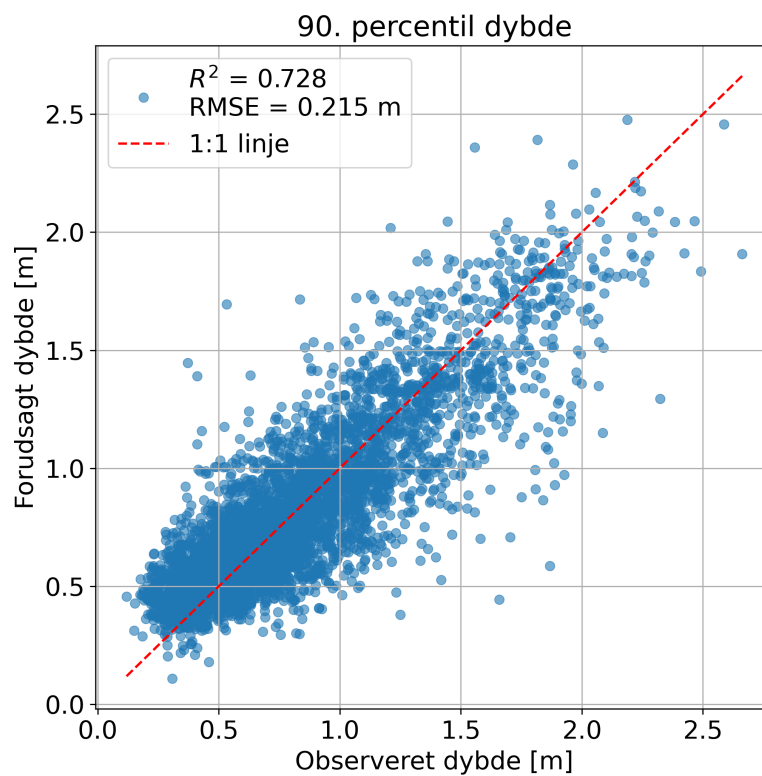
Figur D.6. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 60. percentil dybde.



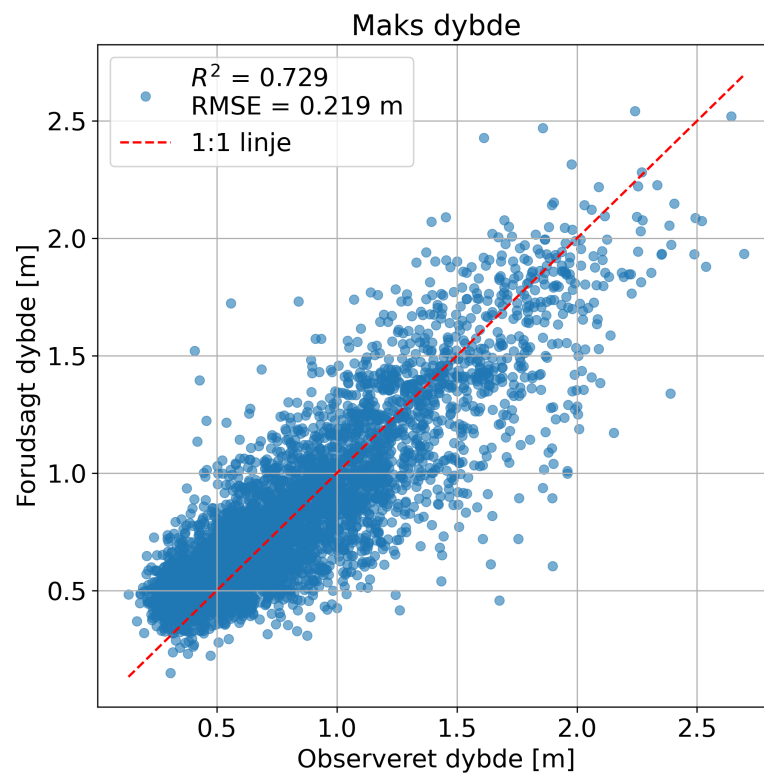
Figur D.7. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 70. percentil dybde.



Figur D.8. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 80. percentil dybde.

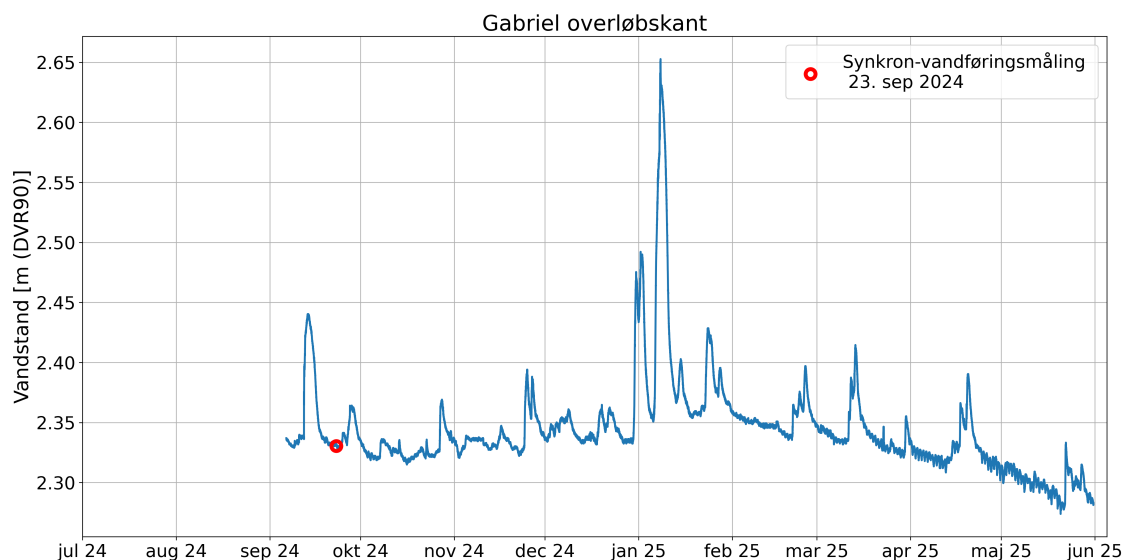


Figur D.9. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for 90. percentil dybde.

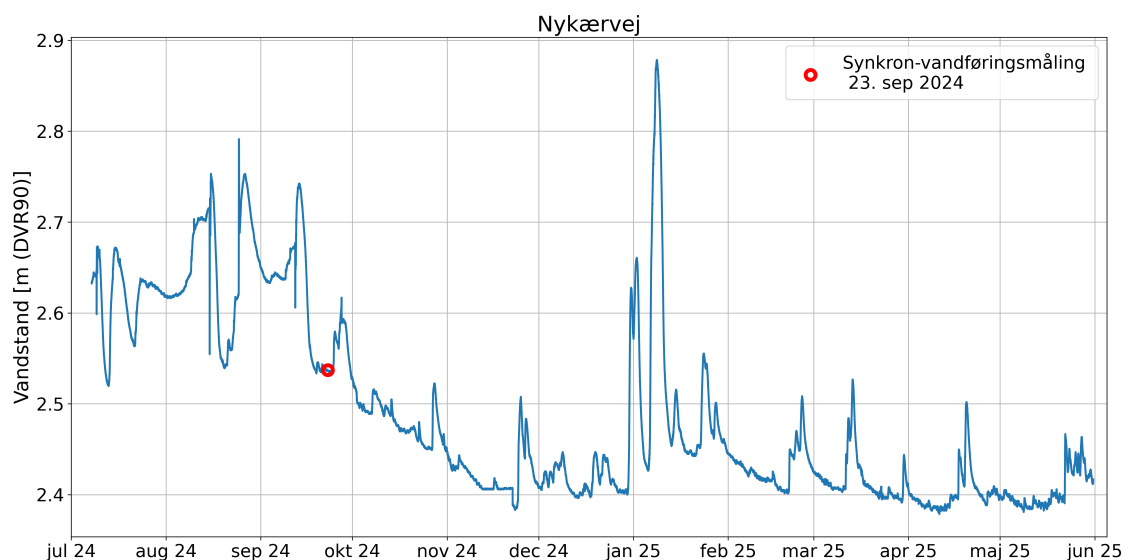


Figur D.10. Sammenligning mellem observeret og forudsagt dybde ved brug af den neurale netværksmodel for maks dybden.

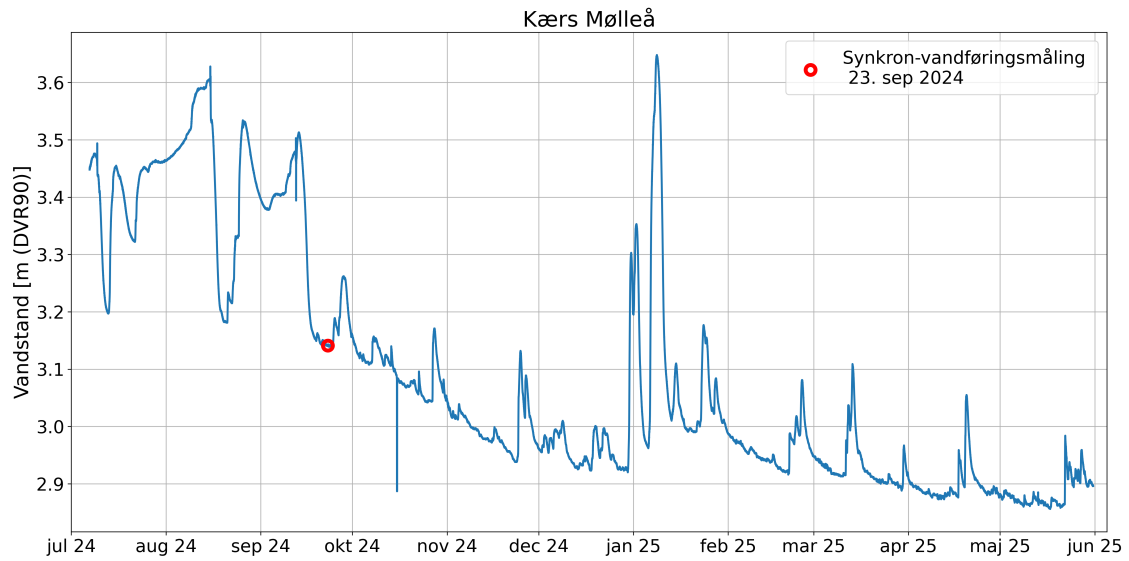
E.1 Tidsserie for vandstandsmålinger i Østeråen og Guldbækken



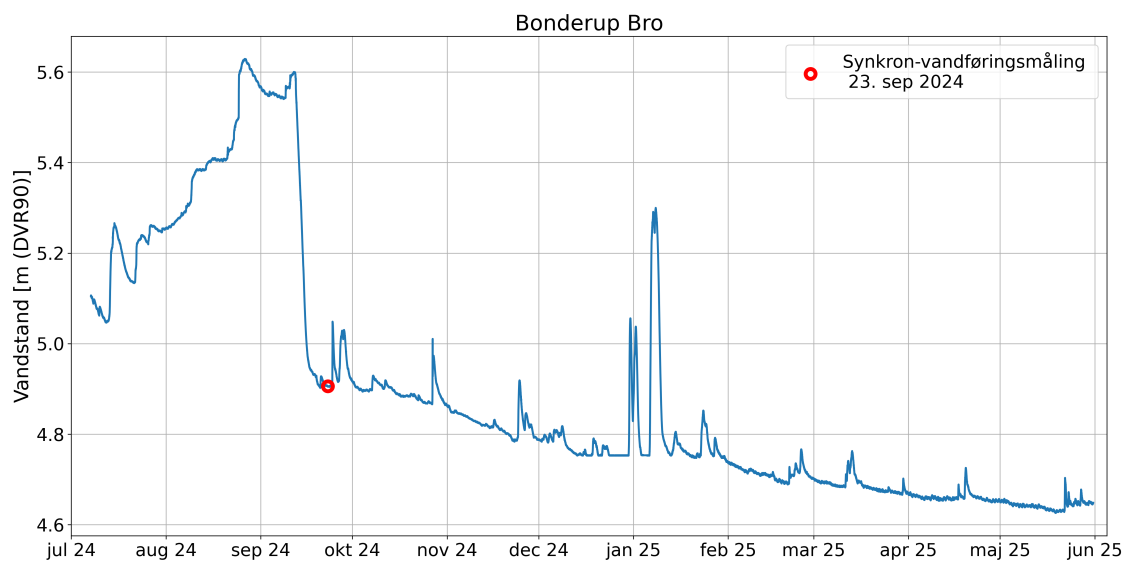
Figur E.1. Vandstandsmåling for Gabriel overløbskant fra d. 6. september 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.



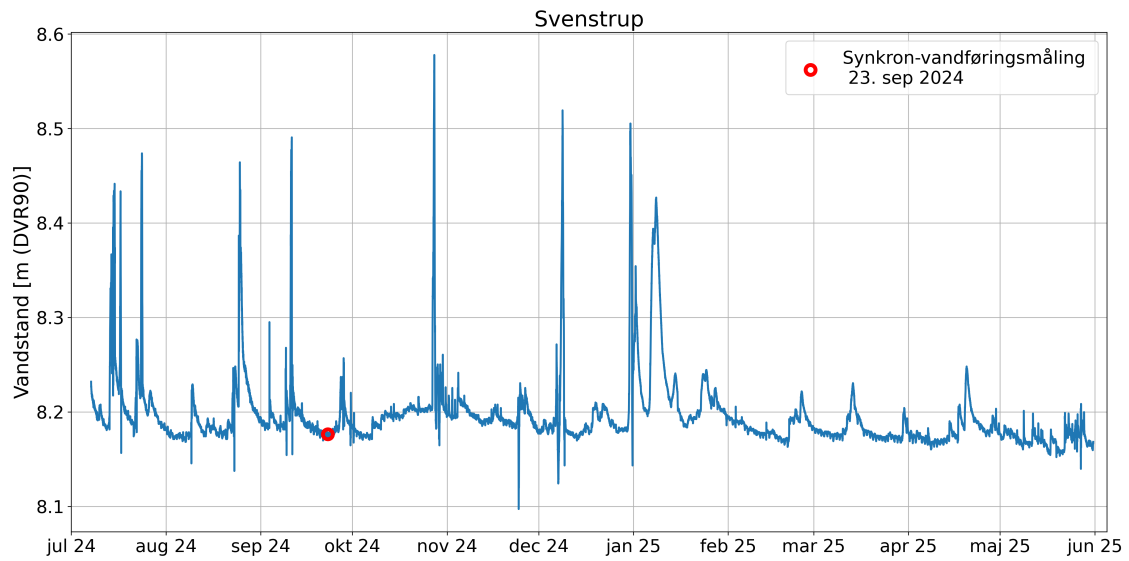
Figur E.2. Vandstandsmåling for Nykærvej fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.



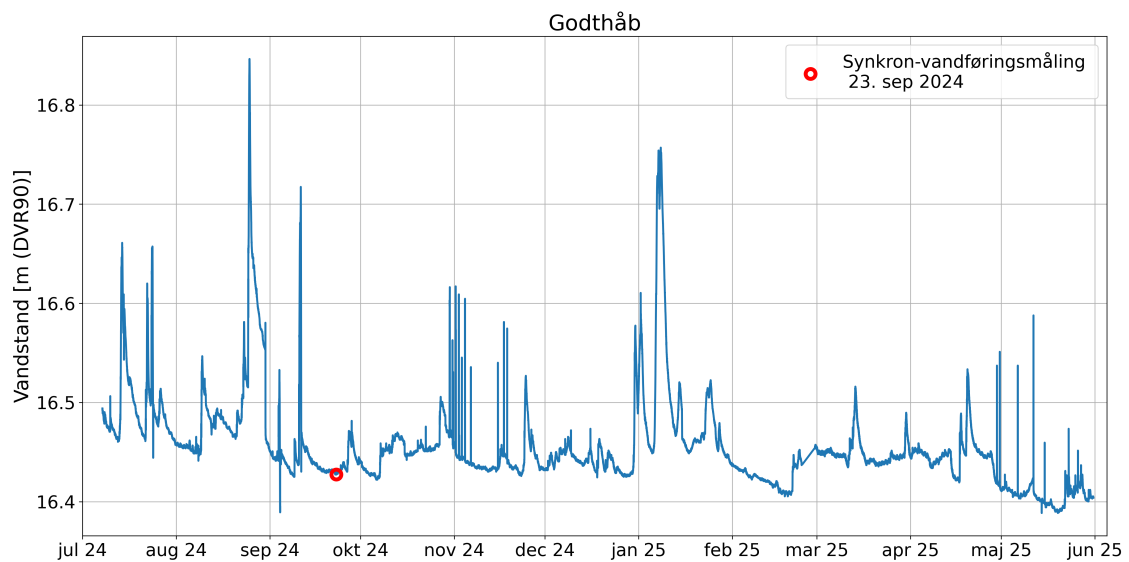
Figur E.3. Vandstandsmåling for Kærs Mølleå fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.



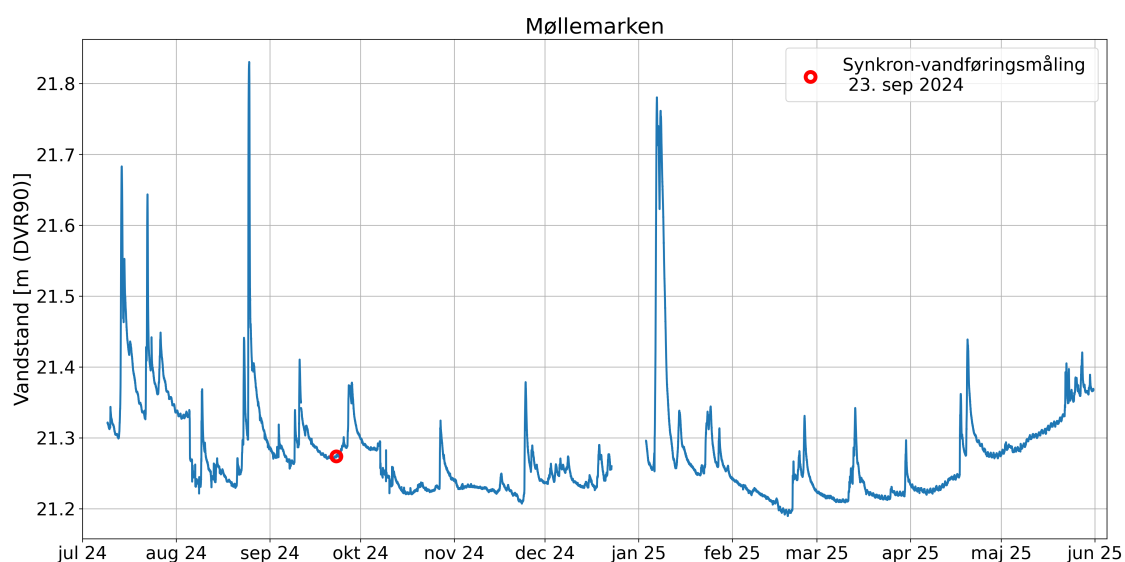
Figur E.4. Vandstandsmåling for Bonderup Bro fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.



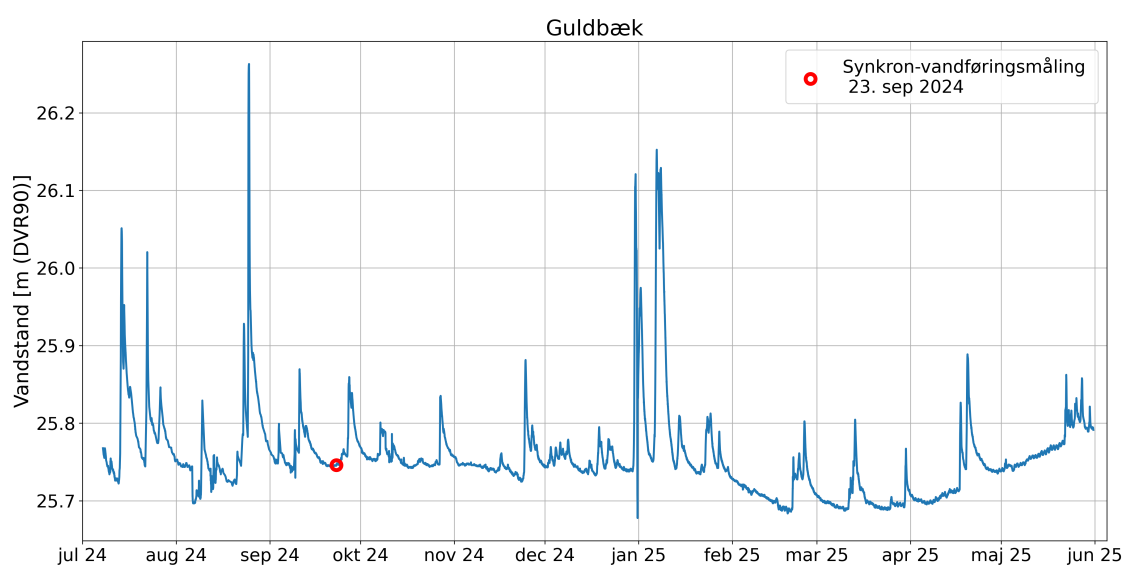
Figur E.5. Vandstandsmåling for Svenstrup fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.



Figur E.6. Vandstandsmåling for Godthåb fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.



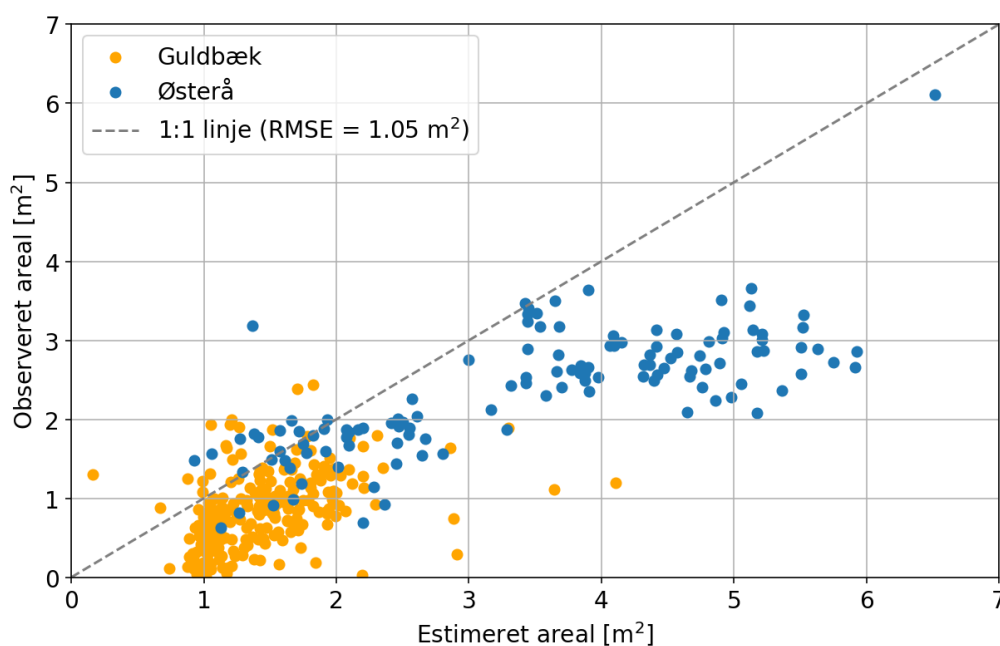
Figur E.7. Vandstandsmåling for Møllemarken fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.



Figur E.8. Vandstandsmåling for Guldbæk fra d. 7. juli 2024 til 31. maj 2025. Dato for synkron-vandføringsmålingen er markeret.

F.1 Undersøgelse af overestimering af de forudsagte tværsnitsarealer i Østeråen og Guldbækken

Da tværsnitsarealerne i Guldbækken og Østeråen generelt er blevet overestimeret (figur F.1), undersøges det i dette afsnit, hvilke årsager der kan ligge til grund for dette.



Figur F.1. Estimerede tværsnitsarealer sammenlignet med observerede tværsnitsarealer for tværsnit i Østeråen (blå) og Guldbækken (orange), til brug i habitatmodellen.

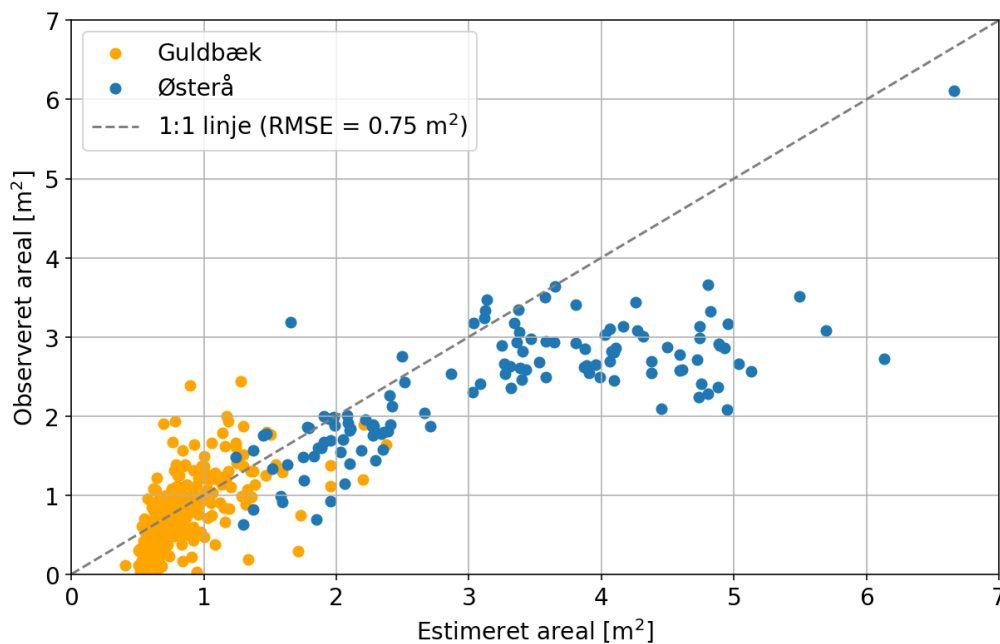
Til at starte med undersøges vandføringen. I modellen er vandføringen estimeret ved en empirisk beregning baseret på nettonedbør, oplandsareal og vandføringshændelsen for indscanningsdatoen for DHM/Terræn. Til beregningen af tværsnitarealerne er det antaget, at DHM/Terræn i Østeråen og Guldbækken repræsenterer en 78. percentil vandføring for indscanningsdatoen, den 6. marts 2022. For at vurdere rimeligheden af denne antagelse sammenholdes den estimerede vandføring med den målte vandføringen fra Kærs Møllå stationen. Her blev der målt en vandføring på ca. 1050 l/s den pågældende dag, mens modellen estimerer ca. 1500 l/s, hvilket vurderes at være en væsentlig overestimering.

Som beskrevet i afsnit 8.1.3 er der udført en synkron vandføringsmåling, som kan anvendes til at skalere den observerede vandføring op gennem hele vandløbet, baseret på oplandsarealet for hvert tværsnit. Denne metode gør det muligt at tage højde for lokale forhold, såsom omløbsstryg i Guldbækken, hvor vandføringen falder markant over korte strækninger, fordi

en del af vandføringen ledes gennem gamle møllesøer.

Sådanne lokale reduktioner i vandføringen indgår ikke i den oprindelige estimering af vandføringen, da denne udelukkende baserer sig på oplandsarealet.

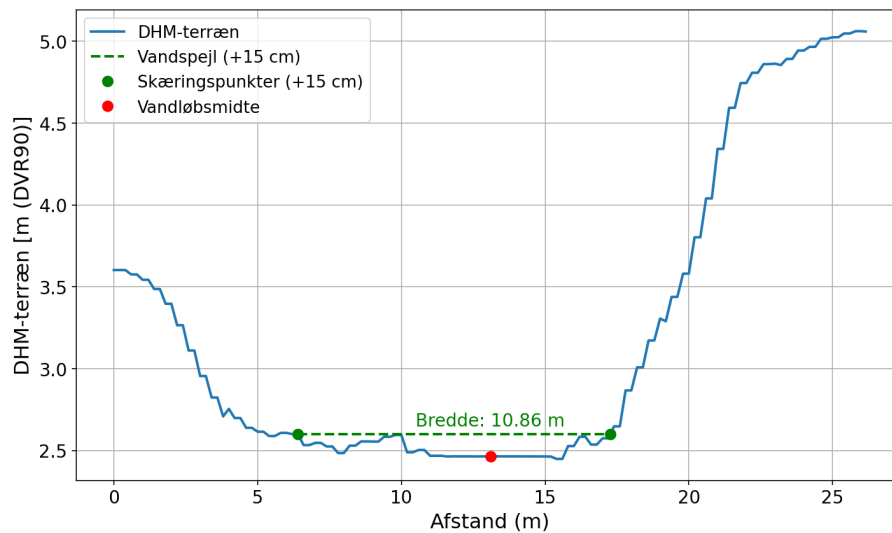
Som det fremgår af figur F.2, medfører en justering af vandføringen til den målte vandføring en tydelig forbedring af de forudsagte tværsnitsarealer ved, at RMSE-værdien falder fra $1,05 \text{ m}^2$ til $0,75 \text{ m}^2$.



Figur F.2. Estimerede tværsnitareal sammenholdt med observeret tværsnitareal hvor estimering har benyttet den målte vandføring fra tidspunktet for indscanningsdatoen for DHM/Terræn.

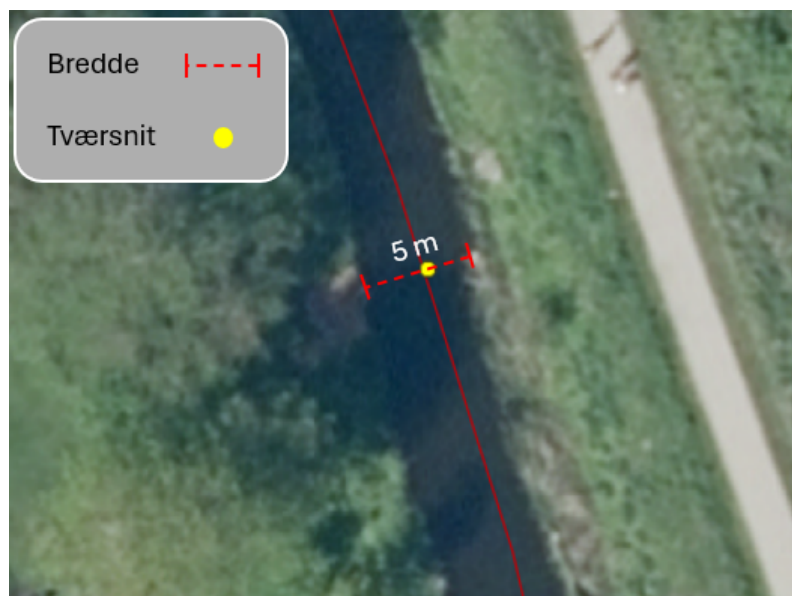
En anden parameter, som vurderes at bidrage til en overestimering af tværsnitsarealet, er den estimerede vandløbsbredde. Gennem manuel gennemgang af tværsnittene, særligt i Østerå, er det observeret, at flere tværsnit er blevet tildelt en for stor vandløbsbredde. Dette skyldes ofte, at én af brinkerne ligger i en lavning, hvilket medfører, at den beregnede vandløbsbredde, 15 cm over den laveste terrænværdi overvurderer den faktiske vandløbsbredde markant.

I figur F.3 vises et eksempel, hvor den ene brink ligger lavt, og den estimerede vandløbsbredde estimeres til 10,86 meter, selvom den reelle vandløbsbredde sandsynligvis ligger omkring 5 meter. Vandspejlet i vandløbet kan blandt andet identificeres ved, at det fremstår mere glat og jævnt sammenlignet med de øvrige DHM-terrænværdier i tværsnittet.



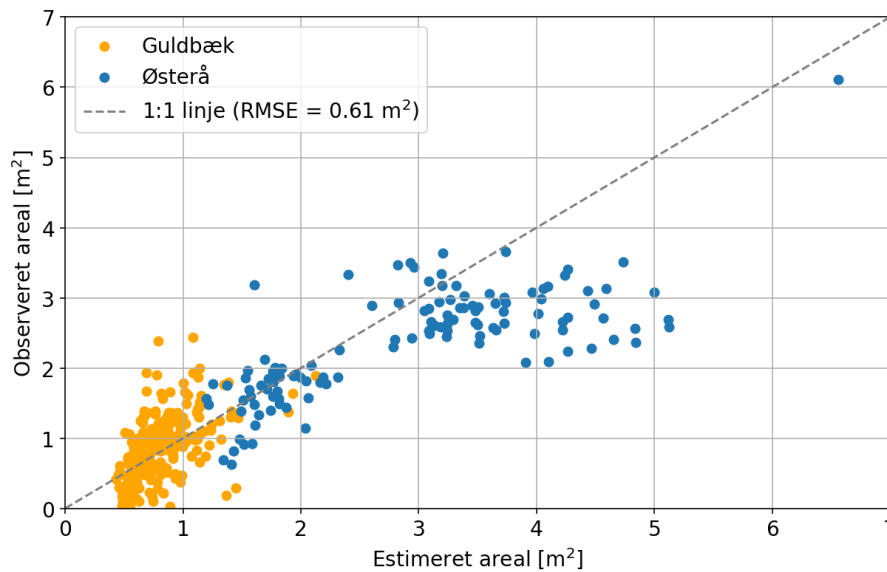
Figur F.3. Tværsnitsprofil, fra DHM/Terræn, af et tværnit i den nedre del af Østeråen.

Dette er også valideret ved brug af ortofoto i figur F.4 hvor det kan ses at vandløbsbredden er omkring de 5 meter.



Figur F.4. Ortofoto af samme tværnit vist på figur F.3.

Ved at justere vandløbsbredden i de tværnit, der er vurderet til at have en for stor bredde, kan tværsnitsarealerne genestimeres på baggrund af både den justerede vandføring og den reviderede vandløbsbredde. I figur F.5 vises de estimerede tværsnitsarealer, hvor både vandføringen og vandløbsbredden er blevet revurderet, sammenholdt med de observerede tværsnitsarealer.



Figur F.5. Estimerede tværsnitareal sammenholdt med observeret tværsnitareal hvor estimering har benyttet den observeret vandføring fra tidspunktet for DHM opmålingen samt en justeret vandløbsbredde.

Som det fremgår af figur F.5, er der sket en forbedring i estimeringen af tværsnitsarealet, hvor RMSE er reduceret fra $0,75 \text{ m}^2$ til $0,61 \text{ m}^2$.

Der ses dog fortsat en overestimering af størrelsen af tværsnitsarealet i Østeråen, hvor arealet estimeres til at stige fra ca. 3 m^2 til omkring 5 m^2 , en udvikling, som ikke genfindes i de observerede data. Det vurderes umiddelbart, at hældningen ikke er fejlvurderet. Til gengæld kan oplandets størrelse have indflydelse på afvigelsen.

De tværsnit, hvor afvigelsen ses, ligger i den nedre del af Østerå, som strømmer igennem bebyggelse i Aalborg. Her kan oplandsarealet være fejlvurderet, da det er baseret på Hydrologisk Højdemodel – Flow Ekstremregn. Denne model tager ikke højde for kloakering eller nedsivning, men afgrænser i stedet det topografiske opland.

Det betyder, at oplandsarealet til tværsnit i bynære områder som den nedre del af Østeråen, sandsynligvis er overvurderet, da dele af nedbøren her ledes bort via kloaksystemet. Det reelle opland til disse tværsnit vil derfor være mindre end det, modellen angiver, hvilket kan forklare overestimeringen af arealet.

Metoden til at estimere tværsnitsarealets størrelse vurderes at være pålidelig, så længe inputparametrene er repræsentative. Det kan derfor anbefales at man, hvor det er muligt, benytter viden om den faktiske vandføring på tidspunktet for DHM-opmålingen frem for en empirisk estimeret vandføring. Derudover bør vandløbsbredden kontrolleres, så den ikke overfortolkes, eksempelvis i tilfælde hvor en lav brink skaber en kunstigt høj bredde.

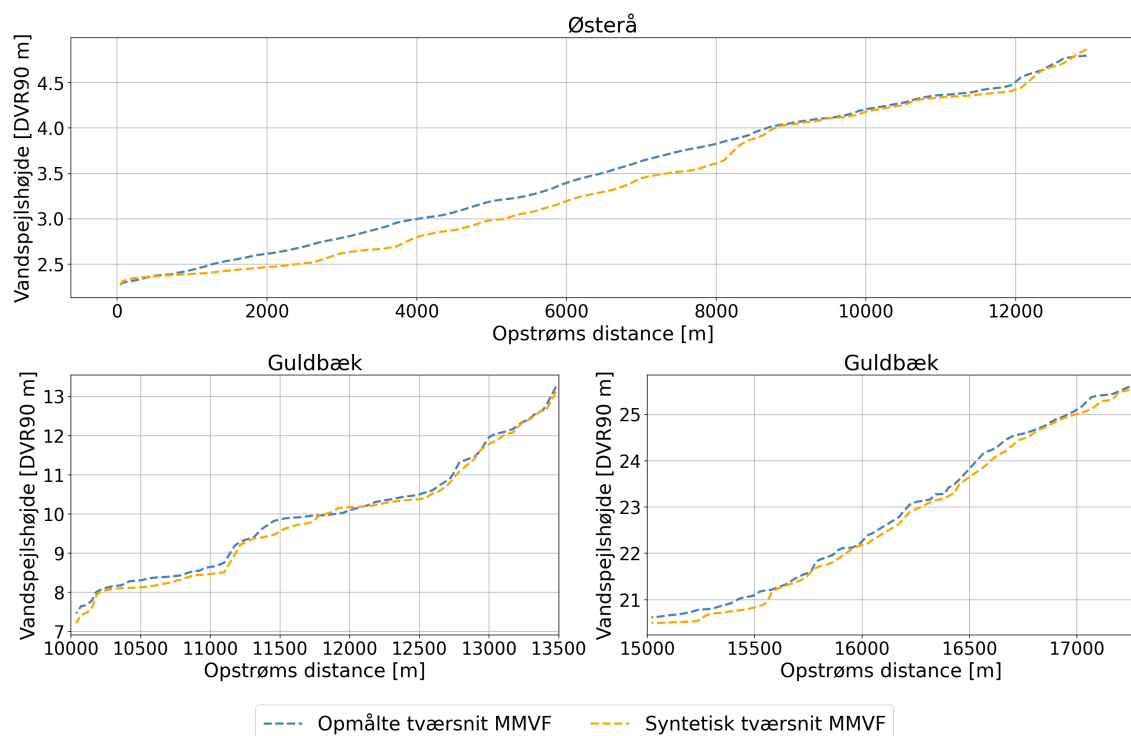
Endelig vil kendskab til omløbstryk, reguleringer eller andre ikke-naturlige forhold og påvirkninger af vandløbet være vigtigt at medtage, da disse kan have væsentlig indflydelse på det estimerede tværsnitsareal.

G.1 Sammenligning af vandspejl mellem ukaliberet hydraulisk model udført med opmålt og syntetisk tværsnit

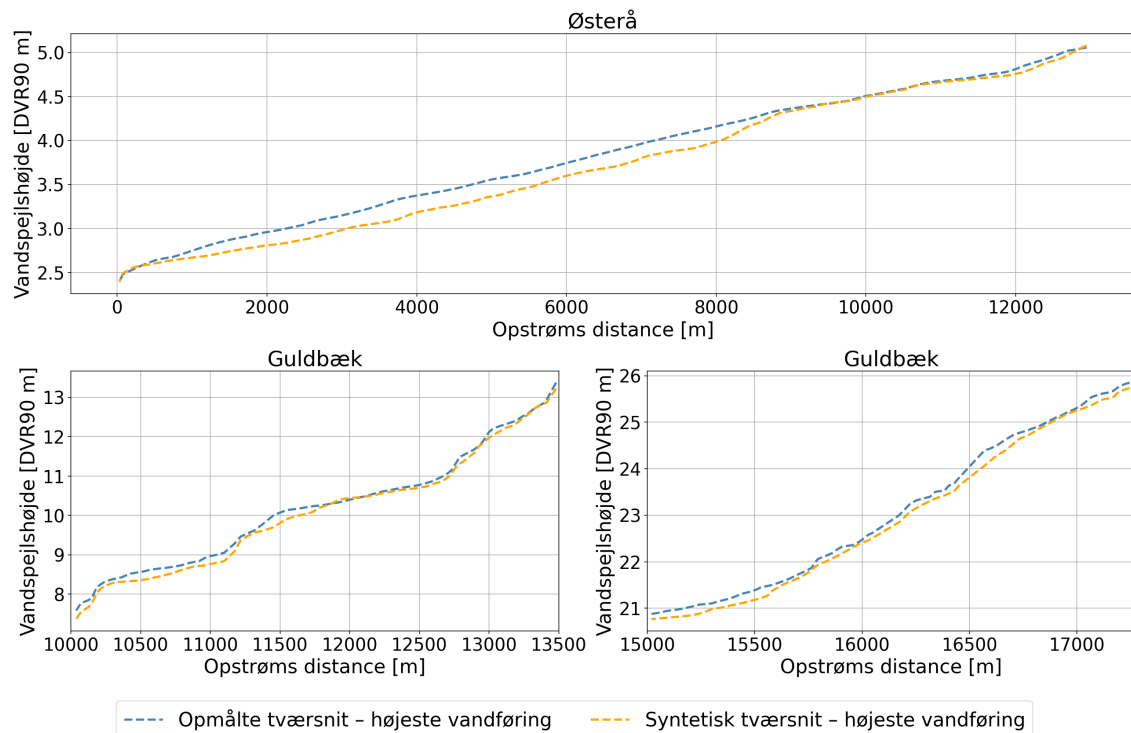
I afsnit 9.4 blev vandspejlet ved både MMVF og den højeste modellerede vandføring sammenlignet for to hydrauliske modeller baseret på henholdsvis opmålte og syntetiske tværsnit. I den sammenhæng anvendte modellerne forskellige Manningtal.

I dette afsnit undersøges forskellen mellem de to hydrauliske modeller, når de simuleres med identiske Manningtal. For Østeråen er der anvendt et Manningtal på $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$, mens der for Guldbækken er brugt $10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$.

Figur G.1 og G.2 viser de resulterende vandspejl for henholdsvis MMVF og den højeste modellerede vandføring, svarende til $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ ved Gabriels overløbskant.



Figur G.1. Modellertvandspejl i Østeråen og to del strækninger i Guldbækken ved en MMVF, hvortil der er benyttet et Manningtal på $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Østeråen og et Manningtal på $10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Guldbækken



Figur G.2. Modellert vandspejl i Østeråen og to delstrækninger i Guldbækken ved den højeste benyttede vandføring svarende $1.2 \text{ m}^3/\text{s}$ ved Gabriel overløbskant. Der er benyttet et Manningtal på $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Østeråen og et Manningtal på $10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ for Guldbækken

Ved en simpel visuel inspektion af Figur G.1 og G.2 ses det, at vandspejlet modelleret med de syntetiske tværsnit generelt ligger lavere end vandspejlet modelleret med de opmålte tværsnit. Denne tendens bekræftes også af MBE-værdierne i Tabel G.1 og G.2. En negativ MBE værdi indikerer at vandspejlet fra den syntetiske model systematisk ligger under vandspejlet fra den opmålte model.

Både RMSE og MBE er højere end de tilsvarende statistiske mål beregnet for modeller med kalibrerede Manningtal. Det er dog værd at bemærke, at forskellen i RMSE og MBE mellem de to strømningssituationer ikke er markant. Dette indikerer, at vandspejlet systematisk bliver undervurderet, i stort set lige høj grad, i begge tilfælde, uanset vandføringen. Dette var ikke tilfældet ved de kalibrerede Manningtal. Ved de kalibrerede Manningtal var MBE negativ med MMVF og positiv ved den højeste vandføring.

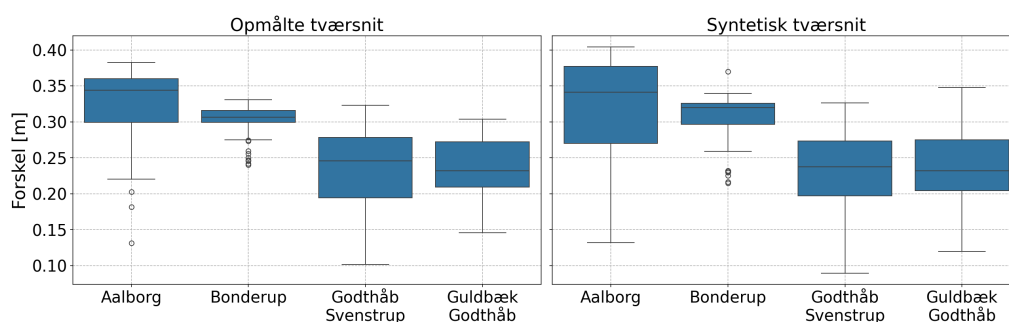
Tabel G.1. Statistiske mål for sammenligning af det simulerede vandspejl ved MMVF mellem modeller baseret på opmålte og syntetiske tværsnit. I begge tilfælde er modellerne kørt uden kalibrering af Manningtallet. Der er beregnet RMSE, MBE samt Pearson-korrelationskoefficient for at vurdere forskellene.

Sektion	RMSE [m]	MBE [m]	Korrelationskoefficient
Aalborg	0.148	-0.121	0.977
Bonderup	0.055	-0.037	0.990
Godthåb Svenstrup	0.139	-0.108	0.998
Guldbæk Godthåb	0.149	-0.120	0.999

Tabel G.2. Statistiske mål for sammenligning af det simulerede vandspejl ved den højeste vandføring mellem modeller baseret på opmålte og syntetiske tværsnit. I begge tilfælde er modellerne kørt uden kalibrering af Manningtallet. Der er beregnet RMSE , MBE samt Pearson-korrelationskoefficient for at vurdere forskellene.

Sektion	RMSE [m]	MBE [m]	Korrelationskoefficient
Aalborg	0.143	-0.124	0.993
Bonderup	0.050	-0.034	0.999
Godthåb Svenstrup	0.132	-0.110	0.999
Guldbæk Godthåb	0.138	-0.116	0.999

Dette kan også ses i Figur G.3. Her ses Box plots for forskellen i vandspejlet ved MMVF og den høje vandføring inden for hver model. Det kan her ses at forskellen i vandspejlet mellem MMVF og den høje vandføringen er stort set den samme for begge modeller. Dette betyder at, hvis den hydrauliske model med opmålte tværsnit modellerer en vandstandsstigning på 10 cm, vil den hydrauliske model med syntetiske tværsnit også modellere en tilsvarende vandstandsstigning.



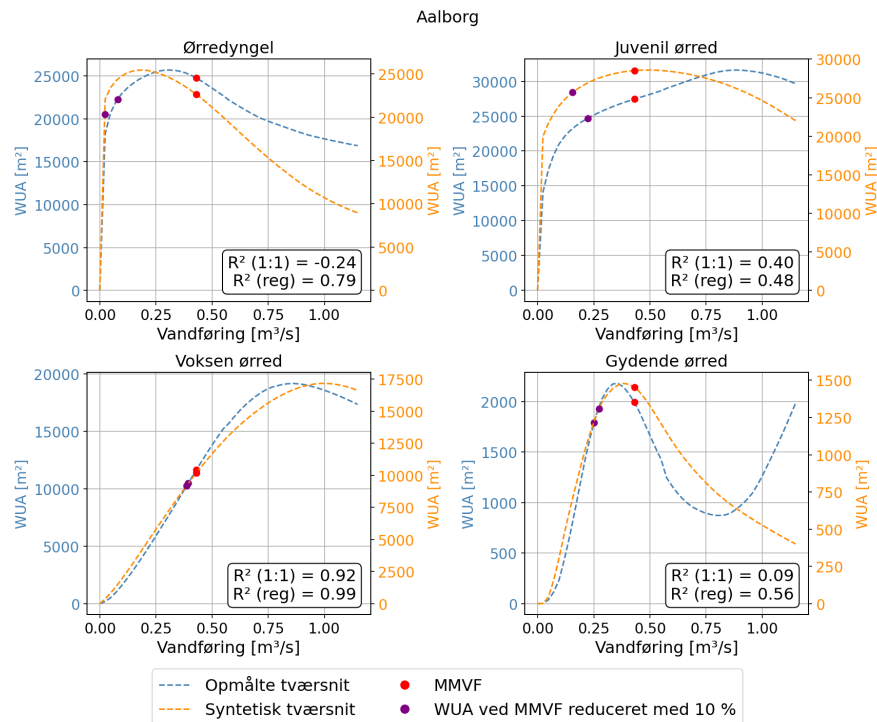
Figur G.3. Forskel i vandspejl ved MMVF og høj vandføring, for modellerne med opmålt tværsnit og syntetisk tværsnit.

Da vandspejlet har den samme relative forøgelse ved en given stigning i vandføring inden for hver model, kan det forventes, at de modellerede dybder og vandhastigheder også stemmer bedre overens sammenlignet med de to hydrauliske modeller i afsnit 9.5, hvor Manningtallene er forskellige.

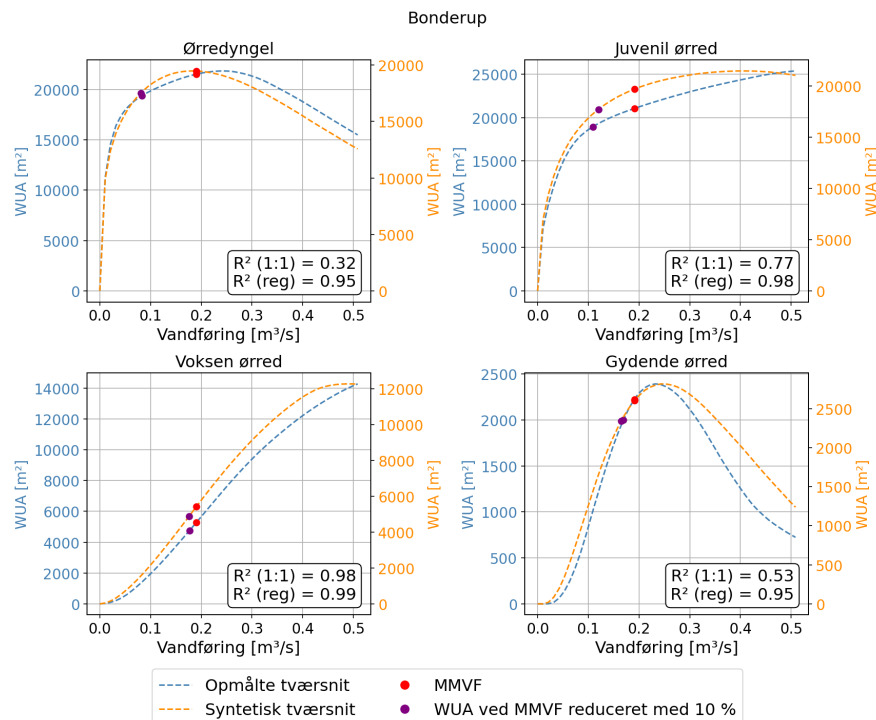
G.2 Habitatmodeller med konstante Manningtal

For at undersøge hvordan de hydrauliske modeller, med fastsat Manningtal, præstere i en habitatmodel er der udført to separate habitatmodeller. Én baseret på opmålte tværsnit og én på syntetiske tværsnit. For Østeråen er der anvendt et Manningtal på $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$, og for Guldbækken er der brugt $10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$. Ved at sammenligne de hydrauliske modeller med identiske Manningtal bliver forskellene primært et resultat af variationer i tværsnitsudformning og bundvariationen gennem vandløbssystemet, idet ændringer i vandspejl og vandhastighed vurderes at være stort set ens.

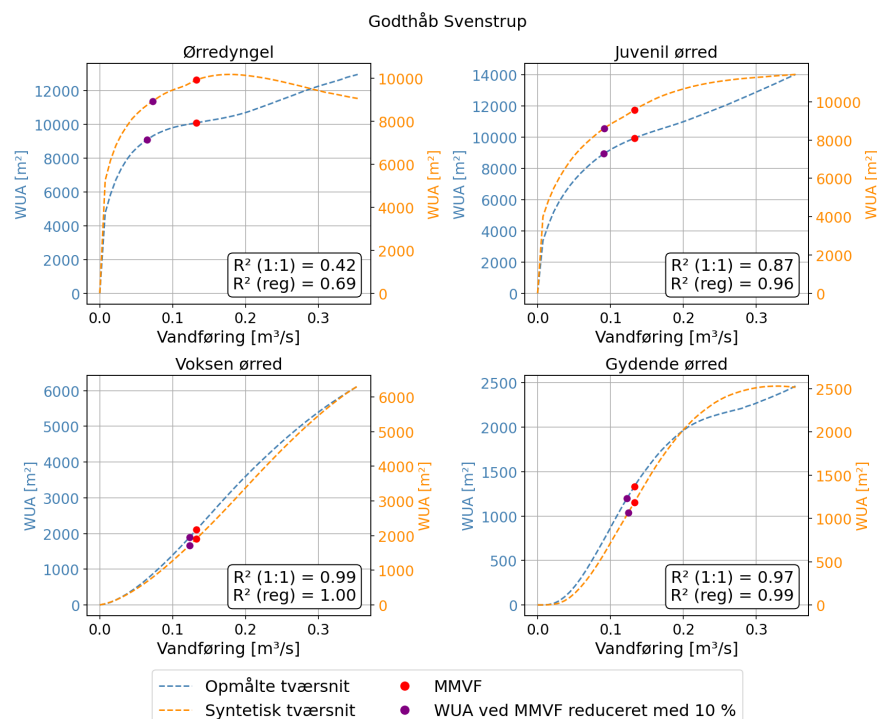
I de følgende figurer G.4, G.5, G.6 og G.7 vises WUA-kurverne for hver del strækning og hvert livsstadie af ørred, for de to hydrauliske modeller.



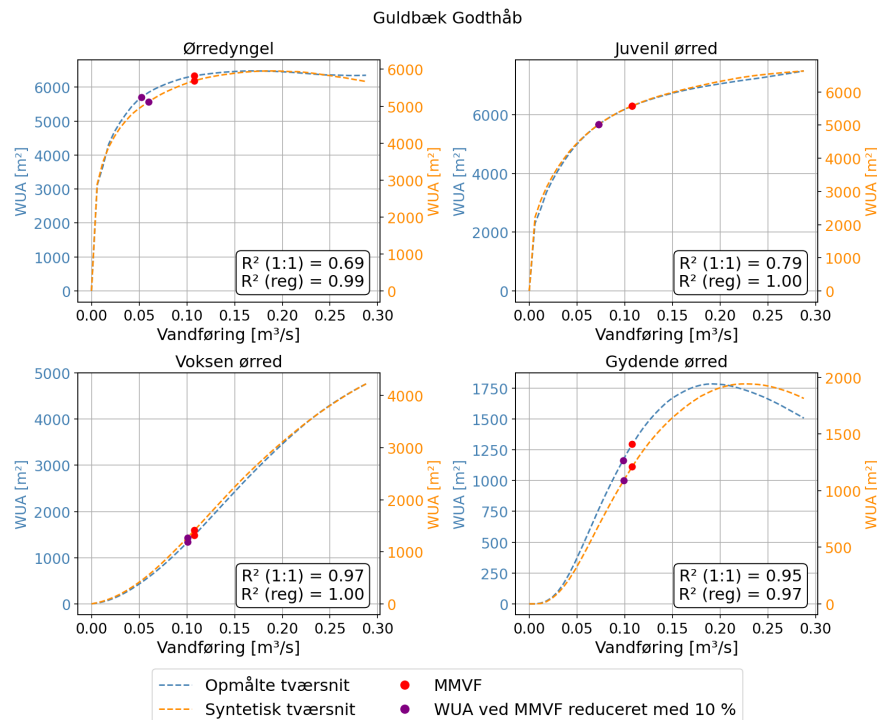
Figur G.4. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Aalborg. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.



Figur G.5. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Bonderup. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.

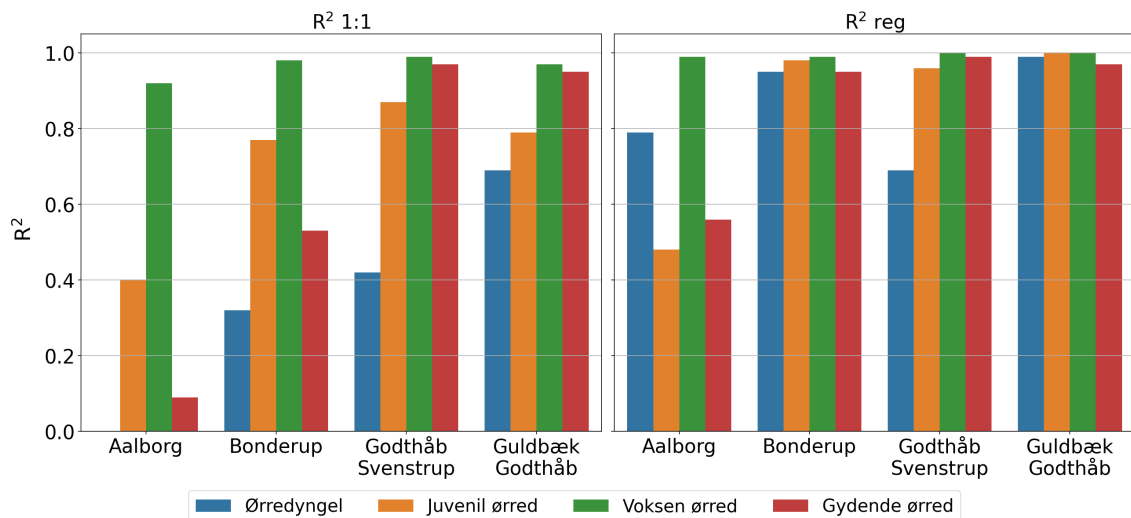


Figur G.6. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Godthåb - Svenstrup. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.



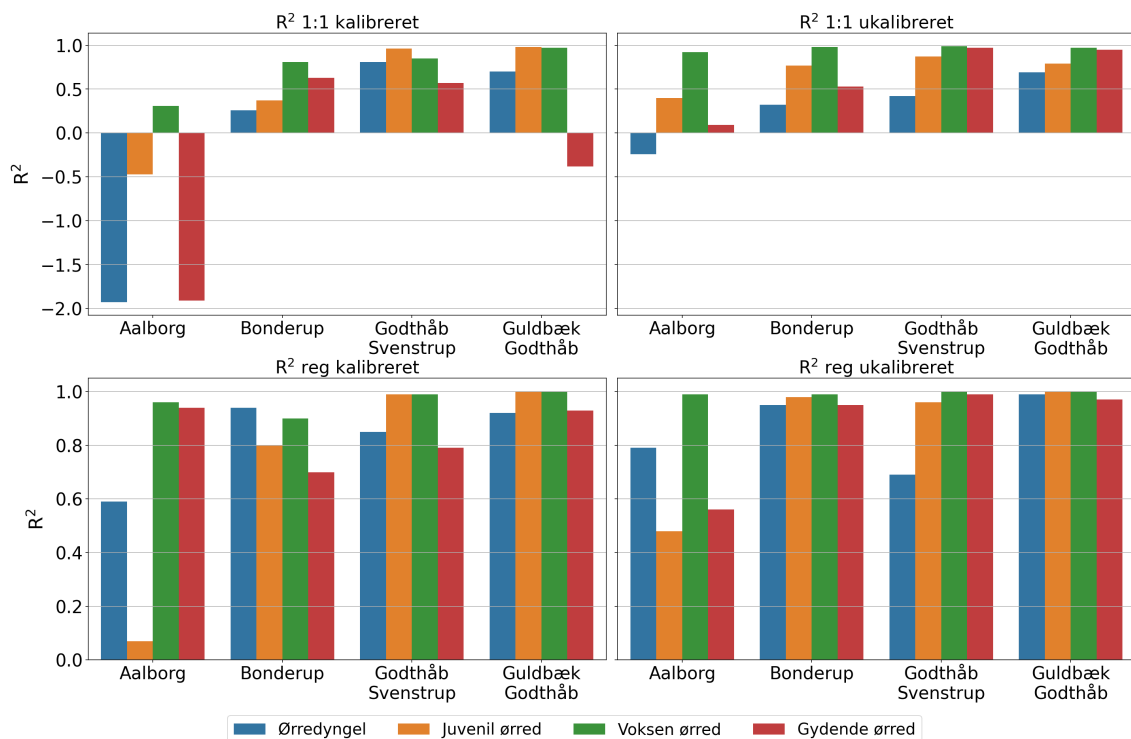
Figur G.7. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Guldbæk - Godthåb. WUA kurven fra de opmålte tværsnit er markeret med blå mens WUA kurven fra de syntetiske tværsnit er markeret med orange. WUA ved MMVF er markeret med en rød prik, mens en 10 % reduktion i WUA ved MMVF er vist med lilla.

For at vurdere overensstemmelsen mellem de to modeller er der beregnet to R^2 -værdier. Den ene er baseret på en 1:1-sammenligning og siger noget om, hvor godt de absolutte WUA-værdier fra habitatmodellen med syntetiske tværsnit, stemmer overens med de opmålte. Den anden R^2 -værdi er beregnet ud fra en lineær regression mellem WUA-værdierne fra de to modeller og beskriver, hvor godt den relative udvikling og udformning af kurverne passer sammen. I figur G.8 kan R^2 -værdierne ses for de to habitatmodeller med ens Manningtal. Hvis et livsstadie af ørreder ikke er repræsenteret med en R^2 -værdi kan den antages negativ eller 0.



Figur G.8. R^2 -værdien for 1:1-sammenligningen viser, hvor godt de absolutte WUA-værdier stemmer overens, mens R^2 fra lineær regression beskriver, hvor ens den relative udvikling og form på kurverne er.

Ligesom i afsnit 9.5 kan det ses at R^2 -værdien for 1:1-sammenligning er lavere end for R^2 værdien der beskriver overensstemmelsen med kurvens forløb. Sammenligner man dog med de R^2 -værdier der er udregnet i afsnit 9.5 for de to kalibrerede modeller, ses der en betydelig større overensstemmelse både for 1:1-sammenligning og R^2 fra lineær regression som det kan ses i figur G.9



Figur G.9. R^2 -værdier for henholdsvis 1:1-sammenligningen og regressionsanalysen. De to øverste figurer viser R^2 -værdierne for de kalibrerede modeller, mens de nederste figurer viser resultaterne for de ikke-kalibrerede modeller.

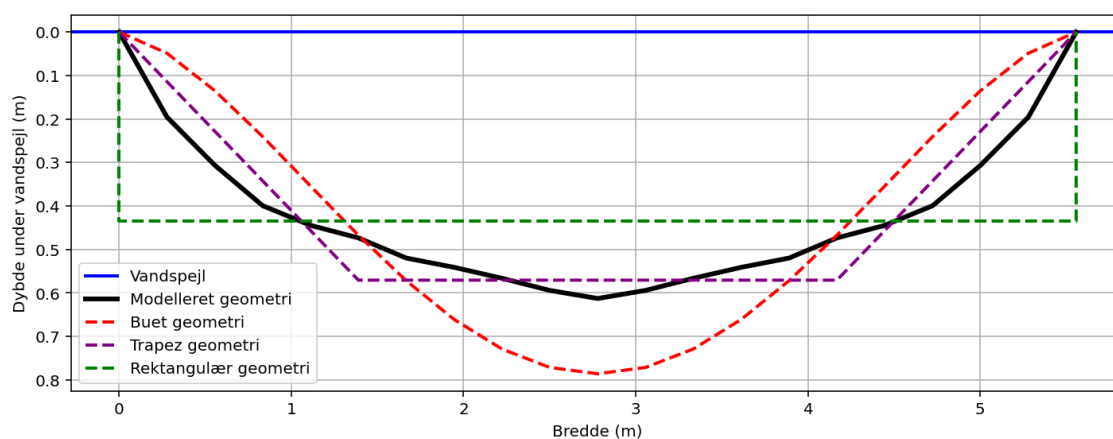
Det kan derfor vurderes, at den syntetiske model giver resultater, der er sammenlignelige med modellen baseret på opmålte tværsnit, når begge anvender samme hydrauliske modstand i form af identiske Manningtal. Det er dog værd at bemærke, at Aalborg-sektionen fortsat præsterer markant dårligere end de øvrige sektioner, hvilket indikerer, at en præcis estimering af arealet, og dermed placeringen af bundniveauet, stadig har stor betydning.

H.1 Vurdering af tværsnitsudformningens effekt på habitatmodellering

I afsnit 9 blev der udført habitatmodellering med syntetiske tværsnit, hvor både størrelsen og udformningen af tværsnittene var bestemt ved hjælp af modeller udviklet i denne rapport. For at vurdere, om den udformning, der er bestemt via modellen med neuralt netværk i afsnit 5, er anvendelig, er der gennemført en vurdering af tværsnitsudformningens betydning.

Til vurdering af habitatmodellens følsomhed over for tværsnitsudformningen er der opstillet tre supplerende hydrauliske modeller med forskellige geometriske former. Alle modeller er konstrueret således, at tværsnitsarealet er identisk med det estimerede areal for de syntetiske tværsnit, som beskrevet i afsnit 9. De tre undersøgte tværsnitsformer er henholdsvis en rektangulær, en trapezformet og en buet profil.

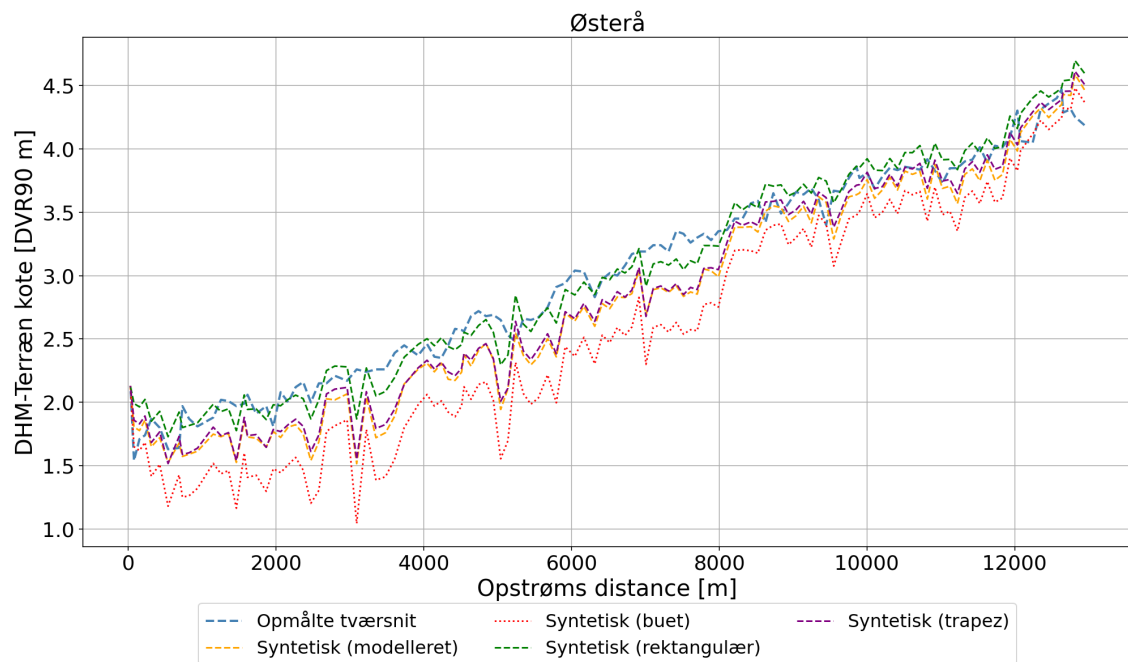
De tre tværsnitsudformninger samt det modellerede tværsnit fra modellen i afsnit 5 er vist i figur H.1 til sammenligning.



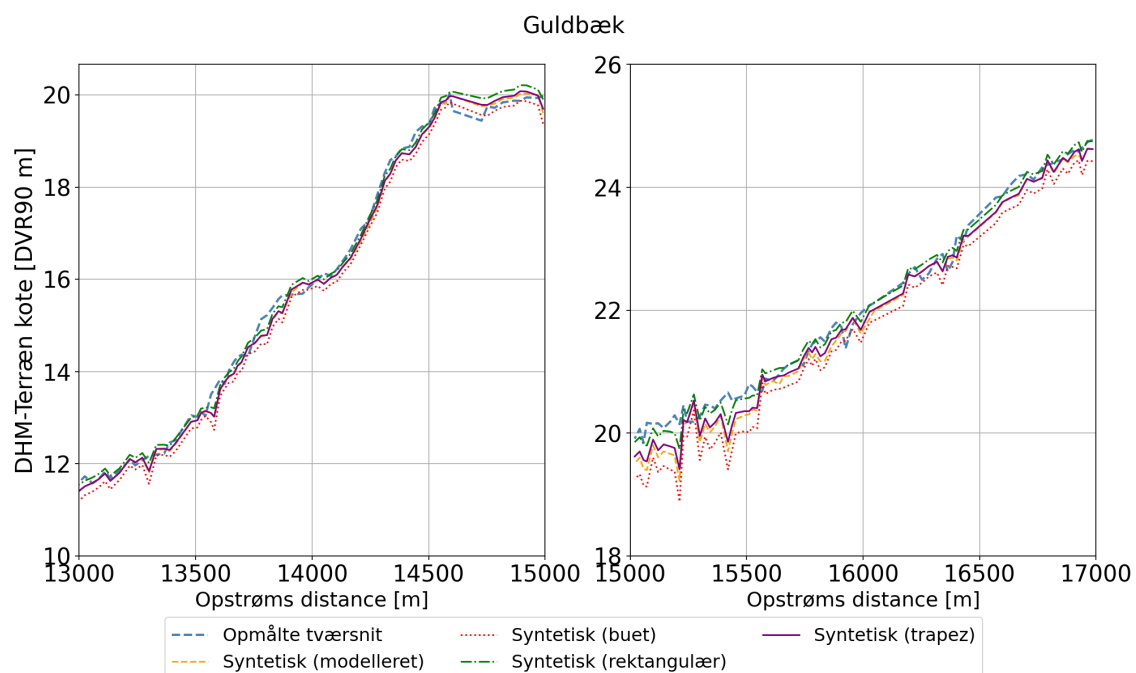
Figur H.1. Eksempel på et modelleret tværsnit vist sammen med tre geometrier. Den sorte linje viser det oprindeligt modellerede tværsnit, mens de øvrige farver repræsenterer forskellige forenklede former: rød for buet geometri, lilla for trapezformet geometri og grøn for rektangulær geometri. Alle 4 tværsnit har det samme areal.

Afhængigt af udformningen vil de tre tværsnitsprofiler resultere i forskellige kote sætninger af vandløbsbunden, hvor den rektangulære form vil have den højeste bund, den buede den laveste og den trapezformede vil ligge imellem. I figur H.2 og H.3 ses vandløbsbunden for henholdsvis opmålte tværsnit og syntetiske tværsnit, hvor udformningen enten er modelleret eller antaget som rektangulær, trapezformet eller buet, i henholdsvis Østeråen

og Guldbækken.



Figur H.2. Vandløbsbunden i Østeråen med opmålte tværsnit (blå), syntetiske tværsnit med modelleret udformning (orange), syntetiske tværsnit med antaget udformning som buet (rød), rektangulær (grøn) og trapez (lilla).



Figur H.3. Vandløbsbunden i Guldbækken med opmålte tværsnit (blå), syntetiske tværsnit med modelleret udformning (orange), og syntetiske tværsnit med antaget udformning som buet (rød), rektangulær (grøn) og trapez (lilla).

Som det kan ses på Figur H.2 og H.3, er vandløbsbunden generelt kote sat for lavt i alle de syntetiske tværsnit sammenlignet med vandløbsbunden for de opmålte tværsnit. Den

tværsnitsform, der ligger tættest på de opmålte værdier, er den rektangulære udformning. Dette skyldes, at de fleste syntetiske tværsnit i både Østeråen og Guldbækken har fået tildelt et tværsnitsareal, som er større end det opmålte areal. Den rektangulære form undervurderer dermed bundens placering i forhold til det estimerede areal, men kommer derved tættere på den faktiske, maks. dybde.

For de syntetiske tværsnit ses det desuden, at den modellerede udformning og den trapezformede udformning ligger tæt på hinanden, mens den buede udformning generelt ligger lavere.

Som beskrevet i afsnit 8.1.6 er de hydrauliske modeller blevet kalibreret mod vandspejlet den 23. september 2024, hvor der blev udført en synkron vandføringsmåling. For hver sektion bestemmes Manningtallet iterativt, som i den tidligere model, ved at sammenligne det beregnede vandspejl med det målte kalibreringsvandspejl og beregne en RMSE. Det Manningtal, der giver den laveste RMSE-værdi mellem det estimerede og det observerede vandspejl, anvendes i den efterfølgende habitatmodel.

Kalibreringen udføres i opstrøms retning, hvor delsektion 1 kalibreres først, efterfulgt af delsektion 2 osv. Denne kalibreringsprocedure blev gentaget tre gange, da fejlreduktionen herefter var ubetydelig. I tabel H.1 ses det kalibrerede Manningtal for hver delsektion i henholdsvis Østeråen og Guldbækken for hver hydraulisk model.

Tabel H.1. Manningtal baseret på opmåling og forskellige tværsnitsformer for Østerå og Guldbæk.

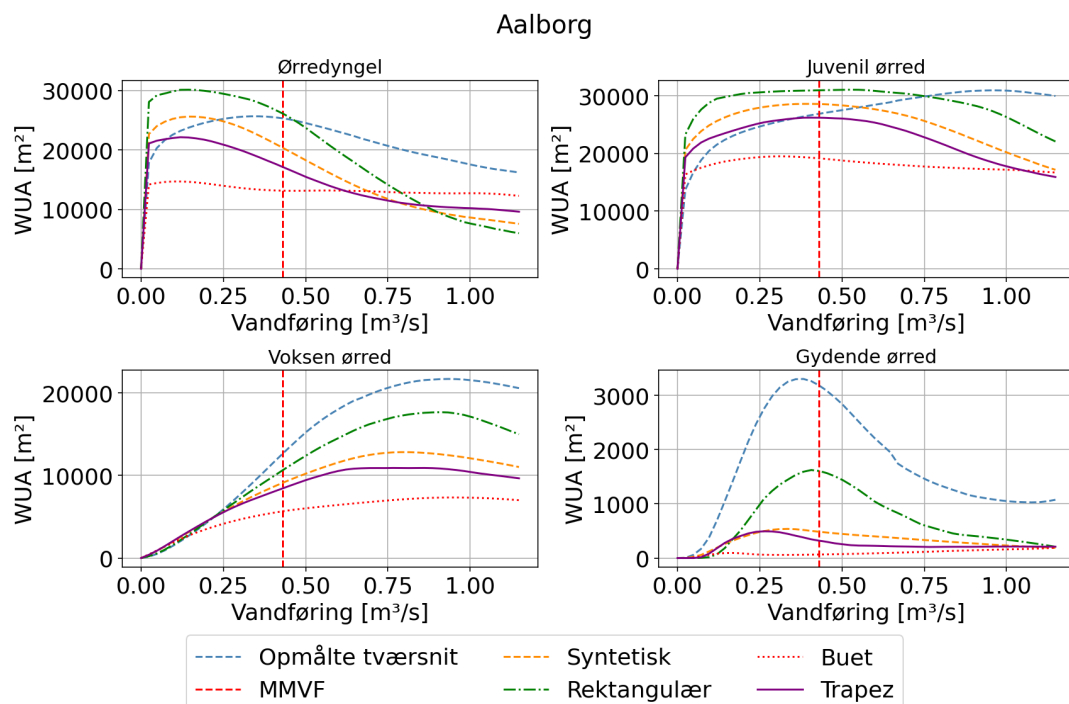
Vandløb	nr.	Opmålt	Syntetisk	Rektangulær	Trapez	Buet
Østerå	1	23.3	16.6	18.4	16.85	16
Østerå	2	21.6	12.9	14.35	13.1	12.7
Østerå	3	15.56	11.01	12.1	11.2	10.9
Østerå	4	14.05	14.9	16.3	15.2	14.75
Østerå	5	17.75	15.3	16.7	15.15	15.1
Guldbæk	6	15.05	11.5	12.7	11.65	11.3
Guldbæk	7	7.7	3.8	4.3	3.85	3.8
Guldbæk	8	9.5	5.2	5.75	5.13	5.1
Guldbæk	9	7.3	5.68	6.25	5.7	5.4
Guldbæk	10	7.75	3.45	3.8	3.5	3.3
Guldbæk	11	11.8	8.3	9.45	8.37	7.9
Guldbæk	12	9.9	6.4	7.2	6.4	6.1

Som det kan ses i tabel H.1, er Manningtallet for de syntetiske tværsnit generelt under det kalibrerede Manningtal fra den hydrauliske model med opmålte tværsnit. Dette vurderes igen at skyldes, at tværsnitsarealet for de syntetiske tværsnit er overestimeret. Den større afstand fra vandløbsbunden op til det kalibrerede vandspejl betyder derfor, at det er nødvendigt at øge den hydrauliske modstand i vandløbet (dvs. sænke Manningtallet) for at kunne opnå samme vandspejlshøjde som i de opmålte tværsnit. Placeringen af vandløbsbunden har derved betydning for det kalibrerede Manningtal, hvilket blandt andet ses ved, at modellen med syntetiske tværsnit med antaget rektangulær udformning er den, hvis Manningtal ligger tættest på værdierne fra modellen med opmålte tværsnit. Dette afspejles i, at vandløbsbunden i denne model også ligger tættest på de opmålte bundkoter.

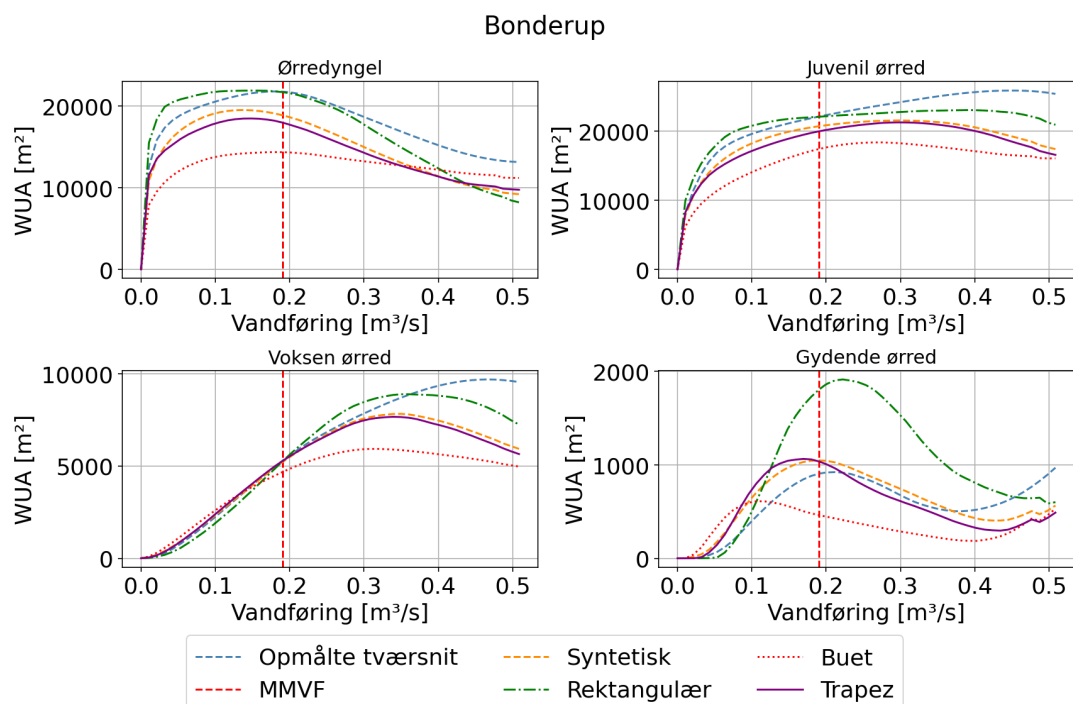
Modsat ses det også, at den buede udformning, som generelt har den laveste bundkote, også har de laveste Manningtal.

De kalibrerede modeller med syntetiske tværsnit, kan nu bruges til simuleringer af vandføringer op til $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ i en habitatmodel. Fordelingen af strømningshastigheder og dybder i de enkelte tværsnit bestemmes ved hjælp af samme metode, som vist i figur 8.21 og nærmere beskrevet i afsnit 7.1.1.

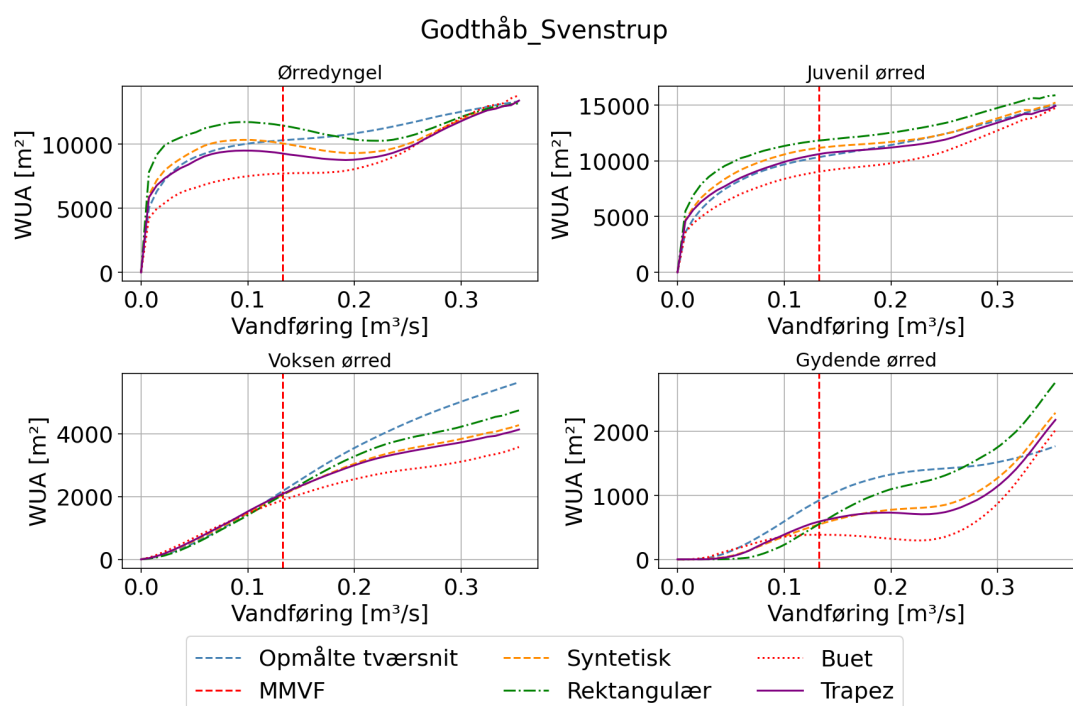
Med udgangspunkt i de beregnede strømningshastigheder og dybder kan der fra figur 7.3 aflæses præferenceværdier, som derefter benyttes til at beregne WUA, som summeres op for de fire del strækninger: Aalborg, Bonderup, Godthåb-Svenstrup og Guldbæk-Godthåb, der er illustreret.



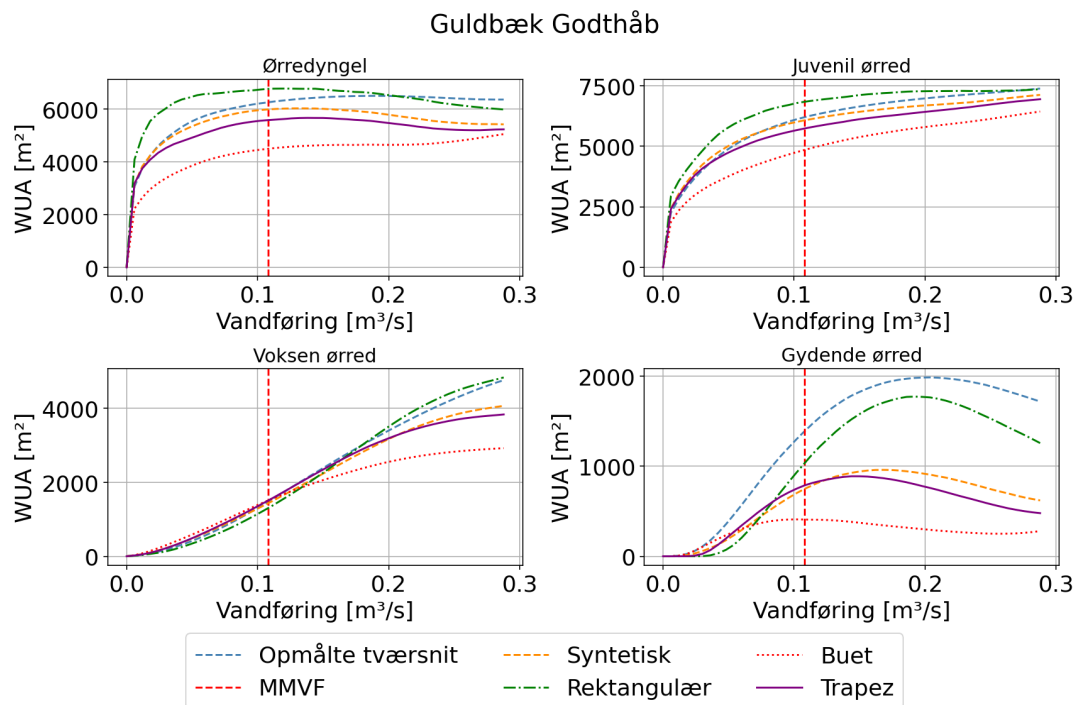
Figur H.4. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Aalborg. MMVF er er markeret med en rød vertikal linje. WUA kurven er vist for opmålte(blå), syntetiske modelleret udformning (orange), buet (lilla) rektangulær (grøn) og trapez (brun) tværsnit.



Figur H.5. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Bonderup. MMVF er markeret med en rød vertikal linje. WUA kurven er vist for opmålte (blå), syntetiske modelleret udformning (orange), buet (lilla) rektangulær (grøn) og trapez (brun) tværsnit.



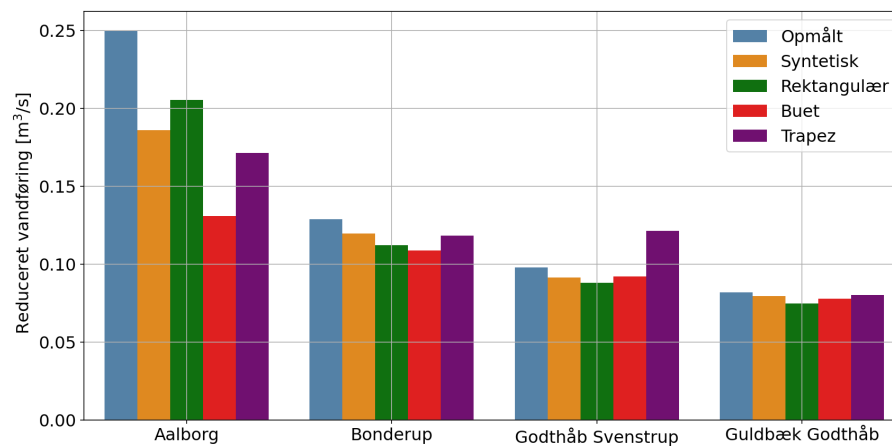
Figur H.6. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Godthåb - Svenstrup. MMVF er markeret med en rød vertikal linje. WUA kurven er vist for opmålte (blå), syntetiske modelleret udformning (orange), buet (lilla) rektangulær (grøn) og trapez (brun) tværsnit.



Figur H.7. WUA kurve for de fire livsstadier af ørred for del strækningen Guldbæk - Godthåb. MMVF er markeret med en rød vertikal linje. WUA kurven er vist for opmålte (blå), syntetiske modelleret udformning (orange), buet (lilla) rektangulær (grøn) og trapez (brun) tværsnit.

H.2 Resultat af tværsnitsudformningens betydning for habitatmodellering

Til at vurdere de forskellige habitatmodeller er der taget udgangspunkt i den estimerede acceptable reducerede vandføring, som svarer til en 10% reduktion i habitatarealet ved en MMVF. Da der er fire strækninger med fire livsstadier af ørred, og da modellerne er lavet med fem forskellige habitatmodeller, gør det sammenligning af resultaterne kompleks. Derfor er der som udgangspunkt taget en middelværdi af den acceptable reducerede vandføring for de fire livsstadier af ørred inden for hver habitatmodel. Den gennemsnitlige acceptable reducerede vandføring for hver habitatmodel over hver enkelt strækning kan ses i figur H.8.

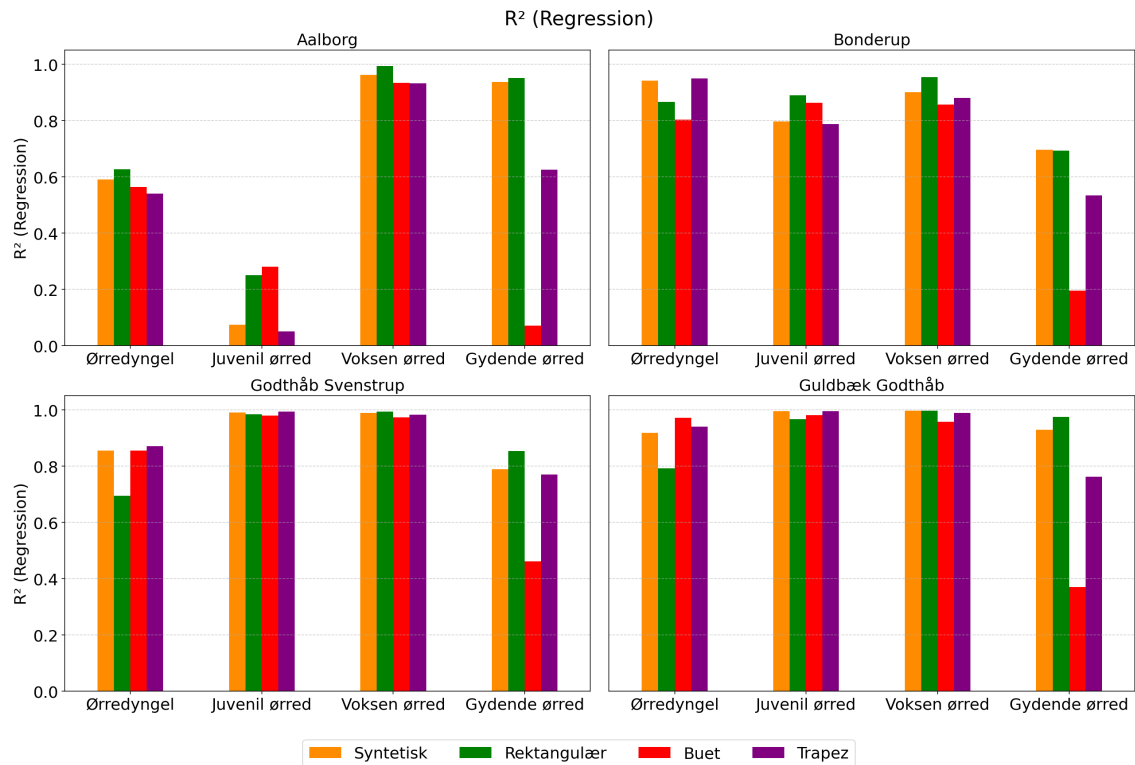


Figur H.8. Middel reduceret vandføring svarende til en 10% reduktion i WUA ved MMVF, for de fire livstadier af ørred, for hver delsektion af Østeråen og Guldbækken for hver habitatmodel.

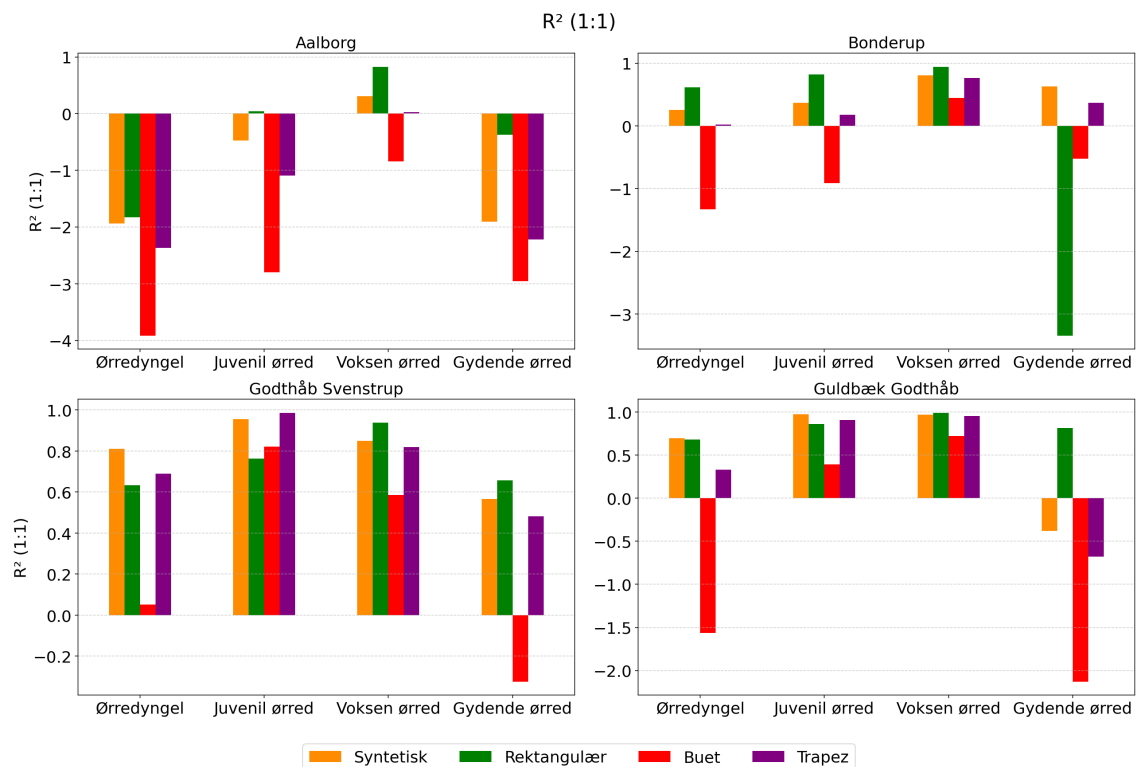
Resultatmæssigt ønskes det at ramme så tæt som muligt på den acceptable reducerede vandføring for habitatmodellen med de opmålte tværsnit. Generelt ses det, at modellen med de syntetiske tværsnit, hvor både tværsnitsarealet og tværsnitsudformningen er lavet med modellerne udviklet i denne rapport, har den laveste forskel, på alle strækningerne undtagen Aalborg. Ved Aalborg-strækningen er det også her, hvor tværsnitsarealet er mest relativt overestimeret, hvilket har resulteret i, at vandløbsbunden ligger længst fra den opmålte vandløbsbund. Dermed stemmer det også overens med, at habitatmodellen med tværsnit med en rektangulær udformning er tættest på, da denne undervurderer vandløbsbunden i forhold til det tilsvarende tværsnitsareal.

Ligesom i afsnit 9 er der beregnet en R^2 -værdi både for en 1:1-sammenligning og for en lineær regression mellem WUA baseret på de syntetiske tværsnit og WUA baseret på de opmålte tværsnit. R^2 -værdien for 1:1-sammenligningen angiver, hvor godt den syntetiske WUA rammer både størrelsen og den overordnede form af den opmålte kurve. Omvendt beskriver R^2 -værdien fra den lineære regression, hvor godt det relative forløb og udformningen af kurven stemmer overens.

I figur H.9 og H.10 vises histogrammer over de beregnede R^2 -værdier for henholdsvis 1:1-sammenligningen og den lineære regression for hver del strækning, hvor der er opstillet en habitatmodel.



Figur H.9. R^2 -værdi for en lineær regression mellem WUA baseret på opmålte tværsnit og WUA baseret på syntetiske tværsnit.



Figur H.10. R^2 -værdi for en 1:1 sammenligning mellem WUA baseret på opmålte tværsnit og WUA baseret på syntetiske tværsnit.

Ud fra figur H.9 fremgår det, at den relative udformning af WUA-kurverne i høj grad ser ud til at være styret af præferencekurverne og, i nogen grad, af størrelsen på tværsnittet, som bestemmer placeringen af vandløbsbunden. Den estimerede tværsnitsudformning inden for de enkelte del strækninger synes derimod at have mindre betydning. Dette ses ved, at de forskellige tværsnitsudformninger alle har høje R^2 -værdier, når deres vandløbsbund er placeret tæt på den opmålte. Dette understreges af, at den buede udformning generelt har de dårligste R^2 -værdier, da dens vandløbsbund ligger længst væk fra den opmålte.

Når vandløbsbunden er korrekt placeret, vil kalibreringen af Manningtallet i den hydrauliske model være tættere på det Manningtal, der er anvendt i den opmålte model. Dette medfører mere præcise simuleringer af strømningshastighed og vanddybde. Resultaterne indikerer således, at lokale variationer i bundforhold har begrænset betydning for det relative forløb i WUA-kurven over del strækningerne. Hvis der er variation i vandløbsbunden over en del strækning, vil det medføre forskellige dybder og strømningsforhold, hvilket udjævner betydningen af dybdeforholdene i det enkelte tværsnit.

Dette underbygges af de højere R^2 -værdier for strækningerne "Godthåb-Svenstrup" og "Guldbæk-Godthåb", hvor den estimerede vandløbsbund ligger tættere på den målte, sammenlignet med strækningen "Aalborg", hvor der er større afvigelser.

Modellernes evne til at ramme den korrekte størrelse af WUA-kurven er dog mere begrænset. Som det fremgår af figur H.10, har habitatmodellerne baseret på syntetiske tværsnit generelt svært ved at ramme den korrekte størrelse af WUA-kurven, især i områder, hvor vandløbsbunden er forkert placeret. Dette ses tydeligt på Aalborg-strækningen, hvor stort set alle modeller giver negative R^2 -værdier. I modsætning hertil ligger modellerne for de øvrige strækninger, hvor den estimerede bund er tættere på den målte, generelt tættere på den korrekte WUA-størrelse.

Blandt varianterne er det især den buede tværsnitsform, som har en lavt placeret bund, der viser de største afvigelser. Det indikerer, at en for dyb placering af bunden har en negativ effekt på modellens evne til at estimere WUA korrekt. Det er dog ikke udelukkende placeringen af bunden, der er afgørende. For eksempel har de syntetiske og trapezformede tværsnit ofte samme bundhøjde, men opnår forskellige resultater. De to varianter følger dog ofte samme tendens, hvor en høj R^2 -værdi for den syntetiske variant også afspejles i trapezvarianten. I de fleste tilfælde præsterer den syntetiske variant dog bedre, hvilket antyder, at en tværsnitsudformning baseret på dybdefordelingsmodellen er mere præcis end en fast antagelse om tværsnitsform.

Sammenfattende tyder resultaterne på, at habitatmodellens præcision i højere grad afhænger af placeringen og variationen i vandløbsbundens højde end af den specifikke tværsnitsudformning i det enkelte tværsnit.