

Fysiske og kemiske kvalitetsselementer og understøttelse af god økologiske tilstand i vandløb

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 28. juni 2019

Helena Kallestrup, Jes J. Rasmussen, Annette Baattrup-Pedersen, Thomas A. Davidson &
Søren E. Larsen

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Miljøstyrelsen
Antal sider: 70

Faglig kommentering:
Anette Baisner Alnøe, Peter Wiberg-Larsen & Torben Linding Lauridsen
Kvalitetssikring, centret:
Signe Jung-Madsen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Indhold

Sammenfatning	3
Summary	4
1. Baggrund	5
2. Formål	6
3. Data og metoder	7
3.1 Litteraturstudie	7
3.2 Datagrundlag	7
3.3 Udvælgelse af betydende fysisk-kemiske parametre for de biologiske kvalitetselementer	7
3.4 Fastsættelse af grænseværdier	8
4. Resumé af litteraturstudie	11
4.1 Formål	11
4.2 Delkonklusioner for enkeltparametre	11
4.3 Konklusion på litteraturstudie	13
5. Resultater	14
5.1 Fysisk-kemiske støtteparametre af betydning for de biologiske kvalitetselementer	14
5.2 Fastsættelse af grænseværdier	14
6. Konklusioner og anbefalinger	25
6.1 Fysisk-kemiske støtteparametre af betydning for de biologiske kvalitetselementer	25
6.2 Fastsættelse af grænseværdier	25
6.3 Perspektivering	28
6.4 Anbefalinger	28
7. Referencer	29
Bilag 1	30
Bilag 2	31
Bilag 3	33
Bilag 4 Fisk	35
Bilag 5 Smådyr	39
Bilag 6 Planter	47
Bilag 7 Alger	52
Bilag 8 Litteraturreview	56

Sammenfatning

Jævnfør Vandrammedirektivet skal alle typer af overfladevand, herunder også vandløb, som udgangspunkt opfylde god økologisk tilstand. For kunstige og stærkt modificerede vandområder er målet godt økologisk potentiale. Den økologiske tilstand bliver i dag vurderet på baggrund af de fire biologiske kvalitetselementer: planter, fisk, smådyr og bentiske alger. Herudover omfatter vandrammedirektivet en række fysisk-kemiske støtteparametre, som skal understøtte de biologiske kvalitetselementer (European Commission 2000).

Nærværende projekt har til formål at vurdere, hvilke fysiske og kemiske støtteparametre, der kan understøtte de biologiske kvalitetselementer i tilstandsvurderingen af danske vandløb.

I projektet er der fokuseret på fysisk-kemiske parametre, som er vurderet til at kunne have betydende indvirkning på de biologiske kvalitetselementer. Til udvælgelse af de mest forklarende parametre er anvendt Boosted Regression Tree Analysis. Til eventuel fastsættelse af grænseværdier for de udvalgte næringsstoffer er EU-toolkittet "Best Practice Guide" anvendt. Endvidere er der anvendt regressionsmodeller til beregning af sandsynlighed for målopfyldelse for de betydningsfulde støtteparametre.

Resultaterne viser, at det kun er muligt at fastsætte grænseværdier for én støtteparameter (BI_5) for hhv. fisk og smådyr. For planter kan der i teorien også fastsættes grænseværdier for Alkalinitet. Algeindekset er endnu ikke endeligt EU-interkalibreret, og grænseværdier for støtteparametrene forsøges beregnet på baggrund af foreslåede grænseværdier mellem høj/god og god/moderat tilstand. At der kun kan fastsættes grænseværdier for et lavt antal støtteparametre, skyldes hovedsageligt, at resultaterne af de bagvedliggende analyser er meget usikre med stor dataspredning og/eller manglende datagrundlag.

På baggrund af resultaterne vurderes det, at brugen af fysisk-kemiske støtteparametre til understøttelse af de biologiske kvalitetselementer i danske vandløb ikke vil styrke tilstandsvurderingen. Det kan derfor ikke anbefales at benytte fysisk-kemiske parametre til støtte for tilstandsvurdering af danske vandløb.

For de få parametre, hvor der kan fastsættes grænseværdier, kan det ikke angives, om grænseværdierne er maksimale værdier, der ikke må overskrides. Grænseværdierne kan kun betragtes som et pejlemærke for, hvorvidt sandsynligheden for en tilstand er større eller mindre.

Summary

According to the Water Framework Directive, all types of surface waters, including streams, should meet good ecological status. The status is currently assessed according to four quality elements: plants, fish, invertebrates and benthic algae. Moreover, it should be tested whether the biological quality elements can be supported by physico-chemical parameters (European Commission 2000).

This project aims to assess which physical and chemical parameters can support the biological quality elements in the condition assessment of Danish streams.

The project focuses on physico-chemical parameters deemed to have significant impact on the biological quality elements. To select the most explanatory parameters Boosted Regression Tree Analysis is used. For the possible determination of threshold values for the selected parameters, the EU-Toolkit "Best Practice Guide" is applied. Furthermore, regression models are employed to calculate the probability of target achievement for the significant support parameters.

The results show that it was only possible to set maximum threshold levels for one support parameter (BI₅) for fish and invertebrates, respectively. For plants, threshold values can in theory be set for alkalinity. The algae index is not yet EU-intercalibrated and thus calculations on threshold values for the support parameters will be based on suggested threshold values between high/good and good/moderate ecological state. The reason why threshold values can only be determined for a very low number of support parameters is mainly due to the uncertainty of the results of the underlying analyses with large data variability and/or lack of data.

On the basis of the results, it is judged that use of physico-chemical parameters as support for the biological quality elements in Danish streams will not strengthen the status assessment. It is therefore not recommended to use physico-chemical parameters as support for the evaluation of the conditions of Danish streams.

For the few parameters for which threshold values *can* be determined, it cannot be specified whether the threshold values are maximum values that must not be exceeded. The threshold values can only be considered as a guideline for whether the probability of a state is high or low.

1. Baggrund

Vedtagelsen af Vandrammedirektivet har medført, at alle typer af overfladevand, herunder vandløb, som udgangspunkt skal opnå god økologisk tilstand. I vandløb bliver tilstanden på nuværende tidspunkt vurderet ud fra fire kvalitetselementer: planter, fisk, smådyr og bentiske alger. Med projektet ønskes det undersøgt, om de biologiske kvalitetselementer og dermed den økologiske klassificering kan understøttes af fysisk-kemiske støtteparametre (European Commission 2000). I nærværende projekt er der derfor analyseret en række fysiske og kemiske støtteparametre med henblik på at vurdere, om de kan indgå i tilstandsvurderingen af vandløb som støtte for de biologiske kvalitetselementer (Europa-Parlamentet 2000).

EU har desuden udviklet et toolkit til implementeringen af de fysisk-kemiske støtteparametre. Toolkittet har til formål at identificere grænseværdier for næringsstoffer og andre påvirkningsfaktorer i vandløb og søer. Dette toolkit samt en "best practice guidance" er sendt til nogle af EU-medlemslandene, heriblandt Danmark, til test og kommentering.

2. Formål

Nærværende notat er udarbejdet for Miljøstyrelsen i henhold til bestillingen af juli 2018. Formålet er at undersøge, hvorvidt det er muligt at fastsætte grænseværdier for fysiske og kemiske støtteparametre. Disse skal benyttes til understøttelse af målopfyldelse for de biologiske kvalitetselementer jf. Vandrammedirektivets generelle målsætning om god økologisk tilstand i overfladevandområder. Som mål for de biologiske kvalitetselementer anvendes Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI), Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI), Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFVa) og Dansk Fytobenthos Indeks (SID_TID). Der ønskes en faglig vurdering og kommentering af følgende:

- 1) Fastsættelse af grænseværdier for de relevante fysisk-kemiske kvalitetselementer med udgangspunkt i tilstandsklasserne for de biologiske kvalitetselementer, hvor dette er muligt.
- 2) Fastlæggelse af typespecifikke referenceforhold for de relevante fysisk-kemiske kvalitetselementer i høj tilstand, hvor dette er muligt.
- 3) Brug af EU-toolkit til udarbejdelse af næringsstofstandarder i vandløb.

3. Data og metoder

3.1 Litteraturstudie

Der er til studiet søgt litteratur via portalen Web of Science suppleret med Google Scholar. Der er kun medtaget in situ-studier foretaget i lavlandsvandløb fra lande, som er sammenlignelige med Danmark, herunder europæiske lande samt New Zealand og Canada. Alle foreslåede støtteparametre er inkluderet i litteraturstudiet. Endvidere har det været et krav at studierne skulle indeholde tydeligt definerede mål eller indeks for biologisk diversitet. For yderligere information henvises til det medfølgende litteraturreview i bilag 8.

3.2 Datagrundlag

Resultaterne er baseret på data, som er indsamlet igennem det nationale overvågningsprogram NOVANA. Alle tilgængelige kvalitetssikrede biologiske målinger for overvågningsårene 2004-2016 er trukket ud fra databasen ODA. Med i udtrækket er alle kontrolovervågningsstationer med tilgængelige, kvalitetssikrede EQR-værdier for hhv. planter, smådyr, fisk og alger (antal observationer hhv. 2065, 5181, 874 og 522). Antallet af observationer for de biologiske indeks med tilhørende fysisk-kemiske målinger varierer for de forskellige parametre (Tabel 1). For hver biologisk måling er der for de fysisk-kemiske støtteparametre udregnet et 5-årigt gennemsnit fra og med året for den biologiske undersøgelse og de fire foregående år.

Tabel 1. Antal observationer pr. fysisk-kemisk parameter for hvert biologisk kvalitetselement.

Parameter	Fisk	Smådyr	Planter	Alger
Alkalinitet (mmol/L)	623	2728	1165	485
Ammoniak-Ammonium-N (mg/L)	656	3125	1215	507
BI ₅ (mg/L)	600	2732	1119	494
Jern (mg/L)	654	3111	1201	495
Nitrat-N (mg/L)	58	177	91	0
Total kvælstof (mg/L)	215	1332	380	114
Ortho-P (mg/L)	668	3271	1236	507
Iltindhold	42	220	70	4
pH	660	3201	1241	496
Salinitet (‰)	1	2	1	0
Suspenderet stof (mg/L)	186	1048	297	111
Temperatur (°C)	642	3068	1168	494
Total fosfor (mg/L)	214	1337	385	115

3.3 Udvalgelse af betydende fysisk-kemiske parametre for de biologiske kvalitetselementer

Da der ofte mangler samtidige værdier for de biologiske kvalitetselementer og støtteparametrene, er analysemetoderne nøje udvalgt til at håndtere denne form for data. For at fastslå, hvilke parametre der har størst betydning for hvert af de biologiske kvalitetselementer, er der derfor anvendt Boosted Regression Tree (BRT)-analyse. BRT er velegnet til datasæt med manglende værdier, hvilket ofte er tilfældet med miljø-datasæt. BRT er foretaget i R.

De indledende analyser af datagrundlaget for grænsefastsættelse foretages for alle fysisk-kemiske støtteparametre. Helt konkret udføres først BRT for alle støtteparametre. De tre støtteparametre med den højest forklaringsværdi udvælges til videre analyse med undtagelse af naturgivne parametre (f.eks. alkalinitet), som vælges fra. For DVFI er der taget udgangspunkt i Friberg et al. (2010), som beskriver iltforhold, Ammonium-N og total fosfor som værende de mest betydende parametre for smådyr.

Efter ønske fra Miljøstyrelsen er der efterfølgende blevet set på alle de i projektbeskrivelsen nævnte støtteparametre. Der er lavet boxplot for hver støtteparameter inddelt i tilstandsklasser og, hvis relevant, i vandløbstype for at undersøge fordelingen af data imellem tilstandsklasserne. Hvis data er tilstrækkeligt og ikke udviser overlap imellem tilstandsklasserne, samt hvis forklaringsprocenten udregnet med BRT vurderes høj nok (ca. 10 %), forsøges det at beregne grænseværdier for støtteparameteren.

3.4 Fastsættelse af grænseværdier

Baseret på målinger fra 3.799 stationer indsamlet under NOVANA kontrol- overvågningsprogrammet i perioden 2004-2016 er der udregnet minimum, 25 %-kvartil, gennemsnit, 75 %-kvartil og maksimum for Alkalinitet, BI₅, Ammonium-N og Ortho-P. Stationer dækker hele landet og derfor en gradient af f.eks. geologi, nedbørsmængde, oplandstyper m.m. (Figur 1). Disse værdier benyttes som et udtryk for koncentrationsniveauet på nationalt plan. I nærværende notat refereres de beregnede værdier som "generelle nationale niveauer". De beregnede nationale koncentrationsniveauer benyttes som sammenligningsgrundlag for de udregnede grænsekonzentrationer for støtteparametrene (Bilag 1).

Der er udført en kovarians regressionsanalyse for at fastslå, hvorvidt der er forskel i forholdet mellem støtteparametrene og kvalitetselementerne for de tre vandløbstyper (Bilag 2). Vandløbstyperne er baseret på vandløbets bredde og omfatter: type 1: < 2 meter, type 2: 2-10 meter og type 3: > 10 meter. Disse analyser er foretaget i SAS.

Til fastsættelse af grænseværdier for de udvalgte parametre er EU-toolkittet "Best practice guide" benyttet. Analyseredskabet identificerer grænser for næringsstofkoncentrationer m.m. for de økologiske klassificeringer på baggrund af måledata (Poikane et al. 2019).

Toolkittet beskriver tre analysetilgange: 1) ordinary least square regressions og type II regressions, 2) kategorisk metode og 3) logistisk regressions metode. For at benytte metode 1 skal støtteparametrene udvise et lineært forhold med EQR. Hvis dette ikke er tilfældet, eller hvis r^2 er for lav (<0.25), benyttes i stedet metode 2 og/eller 3. Støtteparametrene er log-transformerede, inden analyserne er foretaget. For den kategoriske metode kan der benyttes forskellige beregningsmetoder ved fastsættelse af grænseværdien. De mest anerkendte metoder er baseret på 25 %, 50 % og 75 % kvartilerne:

Figur 1. Kort over stationer benyttet til udregning af nationale koncentrationstværdier for fysisk-kemisk støtteparametre.



- **Gennemsnitlig middel af tilstødende kvartiler:** Gennemsnit af middelværdien for 75 % kvartilen for en klasse (f.eks. god) og middelværdien for 25 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderat).
- **Gennemsnitlig median af tilstødende kvartiler:** Gennemsnit af 50 % kvartilen for f.eks. god og 50 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderate).
- **75 % kvartil:** 75 % kvartilen for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen).

Der er i nærværende notat valgt at fokusere på grænseværdier udregnet ved brug af 75 % kvartilen for at harmonisere med fastsættelse af grænseværdier for støtteparametre for danske søer. Denne tilgang er valgt for at have den størst mulige sikkerhed for anvendeligheden af grænseværdierne. Resultaterne for grænseværdier udregnet ved brug af de andre metoder er dog også præsenteret i notatet.

Analyserne i EU-toolkittet er udført i R.

En fjerde metode til fastsættelse af grænseværdier er sandsynlighedsmodeller. Der er derfor gennemført regressionsmodeller til beregning af sandsynlighed for målopfyldelse for hver af de betydningsfulde støtteparametre.

Sandsynligheden for målopfyldelse beregnes under antagelse af normalfordeling. Sandsynlighedsberegningerne er udført i SAS.

Der beregnes dermed mulige grænseværdier ved brug af alle ovennævnte metoder, hvorefter det vurderes, hvilke(n) metode(r) der giver faglig bedst mening at anvende. Dette vurderes bl.a. ved at se, om grænseværdierne imellem tilstandsklasserne er overlappende. Endvidere sammenholdes de beregnede grænseværdier med det nationale koncentrationsniveau for hver støtteparameter. Dette gøres for at undgå urealistisk høje eller lave grænseværdier og ved fravær af grænseværdier fastsat i lande med sammenlignelige miljøforhold.

4. Resumé af litteraturstudie

4.1 Formål

Formålet med litteraturstudiet er at samle information fra nationale og internationale studier vedrørende sammenhængen imellem de biologiske kvalitetselementer og de fysisk-kemiske støtteparametre. På baggrund af litteraturstudiet vurderes det, hvilke fysisk-kemiske elementer der har betydning for de enkelte biologiske kvalitetselementer (planter, smådyr, alger og fisk), og som det derfor er relevant at fastsætte grænseværdier for. Følgende fysisk-kemiske støtteparametre er medtaget i litteraturstudiet: temperatur, iltforhold, salinitet, ammonium-N, nitrat, total nitrogen, fosfor, suspenderet stof, pH, jern og alkalinitet.

Tabel 2. Oversigt over fundne artikler for de enkelte kvalitetselementer.

Fysisk-kemiske parametre	Fisk	Smådyr	Planter	Alger
Alkalinitet			✓ (4, 4)	
Ammonium-N		✓ (4, 4)	✓ (3, 3)	✓ (2, 2)
Fosfor		✓ (5, 7)	✓ (8, 9)	✓ (5, 8)
Iltforhold		✓ (2, 2)	✓ (1, 1)	✓ (3, 3)
Jern			✓ (1, 1)	
Nitrat	÷ (0, 2)	✓ (3, 3)	✓ (1, 2)	✓ (1, 1)
pH		✓ (4, 5)	✓ (3, 3)	✓ (3, 4)
Salinitet		✓ (1, 1)		✓ (1, 1)
Suspenderet stof		✓ (1, 1)	✓ (1, 1)	
Temperatur	✓ (12, 12)	✓ (4, 6)	✓ (3, 4)	✓ (5, 8)
Total kvælstof		✓ (1, 2)	✓ (2, 3)	✓ (2, 2)

✓ = korrelation, ÷ = ingen korrelation, blank = ingen artikler fundet. Parentesen angiver først antal fundne artikler, som viser en korrelation, og dernæst total antal fundne artikler.

4.2 Delkonklusioner for enkeltparametre

I ingen af de fundne studier er der fastsat grænseværdier for støtteparametrene, som beskriver ændringer i de biologiske parametre. Alle studier undersøger derimod, hvorvidt der er en korrelation imellem en eller flere fysisk-kemiske parametre og biologiske parametre samt eventuelt en forklaringsværdi eller styrke af korrelationerne.

Litteraturstudiet viser, at der for flere af parametrene er store videnshuller (f.eks. fisk), mens andre er mere **velundersøgte (f.eks. fosfors påvirkning af smådyr, planter og alger)** (Tabel 2). For størstedelen af de undersøgte parametre er betydningen for de biologiske kvalitetselementer ikke entydig. Der er forskellige forsøg med modstridende resultater, hvor f.eks. korrelationen kan være positiv i et forsøg og negativ i et andet.

Alkalinitet

I de fundne studier viser alkalinitet en forklaringsværdi for plantesamfundet, mens der ikke er fundet studier for korrelation imellem alkalinitet og hhv. smådyr, fisk og alger. Alkalinitet er en naturgiven parameter, og den kan derfor ikke reguleres. Dermed er den ikke oplagt at benytte som støtteparameter.

Ammonium

Ammonium udviser en korrelation med planter, dog med en lav forklaringsværdi. Ligeledes ses en korrelation imellem ammonium og smådyr, om end forklaringsværdien er varierende. I de få studier for ammonium og alger ses en korrelation. Der er ikke fundet nogen studier for fisk og ammonium.

Fosfor

Mange studier finder en korrelation imellem fosfor og planter. Det er dog meget individuelt fra art til art, om forholdet er positivt eller negativt, idet der vil være nogle planter, der trives under næringsfattige og andre under næringsrige forhold. Det samme gør sig gældende for alger og smådyr. Der er ikke fundet studier for fisk og fosfor.

Ilt

Der er ikke fundet nogen studier for fisk og iltforhold i vandløb, bl.a. på grund af kravet om en relation til et tydeligt defineret mål/indeks. For planter, smådyr og alger er der fundet få studier, som alle viser en høj korrelation med iltforhold.

Jern

For jern er der fundet et studie omhandlende korrelation med planter, mens der ikke er fundet studier for smådyr, fisk og alger.

Nitrat

Der er fundet få studier for nitrat. Studierne viser en lav korrelation imellem nitrat og planter. Der er umiddelbart en korrelation imellem nitrat og alger, mens ingen af de fundne studier finder en korrelation for fisk og nitrat. Til gengæld er der en høj korrelation for smådyr og nitrat.

pH

Planter og pH viser en relativt høj korrelation i de fundne studier. For alger er der hovedsageligt fundet studier med en stærk korrelation til pH. I de fundne studier er der en korrelation med pH og nogle aspekter i smådyrssamfundet. Der er ikke fundet studier for fisk og pH.

Salinitet

Ligeledes er der ikke fundet nogen studier for salinitet og planter og fisk. Der er i alt fundet to studier for salinitets korrelation med hhv. smådyr og alger – et for hver. Begge studier finder en korrelation.

Suspenderet stof

Der er fundet en artikel for suspenderet stof og planter, og ligeledes for smådyr. Begge studier viser en lav forklaringsværdi for suspenderet stof og hhv. planter og smådyr. Der er ingen studier fundet for alger og fisks korrelation med suspenderet stof.

Temperatur

Til gengæld er der fundet mange studier, som finder en korrelation imellem temperatur og fisk, dog med varierende forklaringsværdi. De fleste studier for planter fandt en høj korrelation med temperatur. Ligeledes viser mange studier en stærk korrelation imellem temperatur og alger samt mellem temperatur og smådyr.

Total kvælstof

For total kvælstof og planter viser studierne ikke en klar korrelation. Det samme er gældende for smådyr, mens der for alger ses en korrelation med total kvælstof. Ingen studier er fundet for total kvælstof og fisk.

4.3 Konklusion på litteraturstudie

Som en konklusion på litteraturstudiet er det valgt at undersøge de støtteparametre, for hvilke der ikke er fundet videnskabelige forsøg. Ligeledes er det valgt at undersøge de støtteparametre, hvor der i minimum ét forsøg er fundet en korrelation imellem støtteparameteren og en biologisk parameter (Table 1). Da der kun er én kombination (nitrat/fisk), der ikke er fundet nogle artikler med positive korrelationsundersøgelser for, undersøges denne korrelation også. På baggrund af litteraturstudiet vælges det, at der i den videre analyse af støtteparametrenes betydning for de biologiske kvalitetselementer bliver undersøgt for korrelation imellem alle de udvalgte fysisk-kemiske støtteparametre og de biologiske kvalitetselementer.

5. Resultater

5.1 Fysisk-kemiske støtteparametre af betydning for de biologiske kvalitetselementer

Eftersom der ikke er fundet grænseværdier i forbindelse med litteraturstudiet, og det heller ikke er muligt at afgrænse nogle støtteparametre, er de efterfølgende resultater alene baseret på analyserne fra BRT og det eksisterende datagrundlag.

5.2 Fastsættelse af grænseværdier

For nogle af de fysisk-kemiske støtteparametre er der en effekt af vandløbstype, hvilket betyder, at forholdet mellem støtteparametrene og de biologiske kvalitetselementer er forskelligt for de tre vandløbstyper (Bilag 2). De foreslåede grænseværdier er derfor for nogle støtteparametre gældende for alle vandløbstyper, mens andre angives for hver vandløbstype. Dette vil fremgå i de nedenstående afsnit.

Ingen af de undersøgte støtteparametre udviser et lineært forhold med de biologiske kvalitetselementer. Der er derfor benyttet den kategoriske metode og den logistiske regressionsmetode til fastsættelse af grænseværdier.

5.2.1 Fisk

Efter første parameterudvælgelse er Ammonium-N og BI_5 undersøgt som mulige støtteparametre for fisk (DFFVa) (Bilag 3). Efterfølgende er der også set nærmere på Alkalinitet, da denne ligeledes har en høj forklaringsværdi samt et tilstrækkeligt datagrundlag til videre analyse. Datagrundlaget for de resterende støtteparametre med lavere forklaringsværdi er også undersøgt.

For DFFVa er Ammonium-N typespecifik, hvorimod dette ikke er tilfældet for BI_5 . For BI_5 viser den kategoriske analyse en klar adskillelse imellem tilstandsklasserne. Koncentrationsgrænser ved 75 % kvartilen viser et niveau for BI_5 på 1,26 mg/L for grænsen mellem god/moderat, 1,50 mg/L for moderat/ringe og 1,87 mg/L for ringe/dårlig i de tre vandløbstyper (Tabel 3). Disse koncentrationer er overensstemmende med det generelle nationale niveau (Bilag 1).

For Ammonium-N er resultaterne af 75 % kvartilen ikke klart adskilt mellem hhv. god, moderat og ringe/dårlig tilstand, da middelværdierne for de tre tilstandsklasser overlapper (Figur 2).

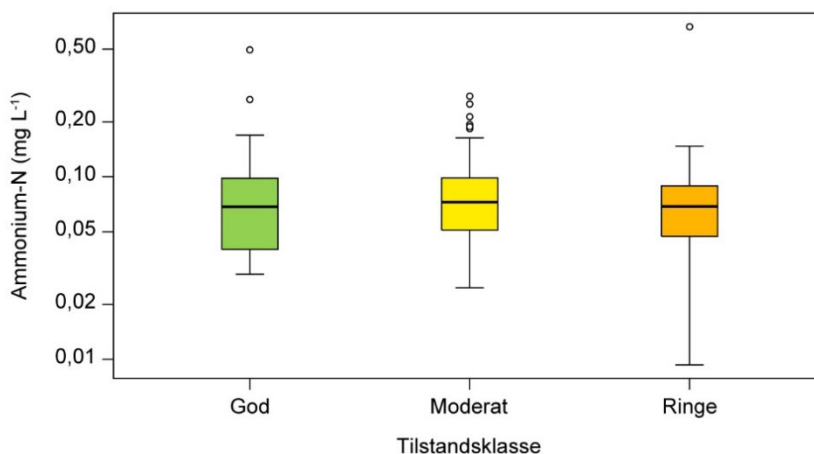
Resultaterne fra den logistiske analyse viser store spring imellem grænseværdierne for BI_5 , og grænseværdien for god/moderat tilstand er meget lav (0,29 g/L) i forhold til de generelle nationale værdier (Bilag 1; 25 % kvartil; 0,78 mg/L). For Ammonium-N ligger koncentrationsgrænsen imellem god/moderat ligeledes meget lavt (0.0049-0.00033mg/L) sammenlignet med det nationale niveau (Bilag 1; 25 % kvartil; 0.033 mg/L). Dermed kan den logistiske regressionsanalyse ikke anvendes til fastsættelse af grænseværdier for BI_5 .

Tabel 3. Resultater af den kategoriske og logistiske metode til fastsættelse af grænser for Ammonium-N samt BI₅ for DFFVa. Den gennemsnitlige middel af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 75 % kvartilen for en klasse (f.eks. god) og 25 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderat). Den gennemsnitlige median af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 50 % kvartilen for f.eks. god og 50 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderat). 75 % kvartilen er angivet for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen). Logistik regression angiver koncentrationen for 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.

Tilstandsklasse	Gennemsnitlig middel af tilstødende kvartiler	Gennemsnitlig median af tilstødende kvartiler	75 % kvartil	Logistisk regression
BI₅ (mg/L)				
Høj/god*	NA	NA	NA	NA
God/moderat	1,080	1,094	1,26	0,29
Moderate/ringe	1,27	1,31	1,50	2,15
Ringe/dårlig	1,45	1,47	1,87	95,2
Ammonium-N (mg/L)				
<i>Type 1</i>				
God/moderat	0,064	0,064	0,094	0,0049
<i>Type 2</i>				
God/moderat	0,071	0,068	0,10	0,00033
<i>Type 3</i>				
God/moderat	0,074	0,071	0,096	2,34e ³⁵

*Der er ikke registreret nogen stationer med høj tilstand.

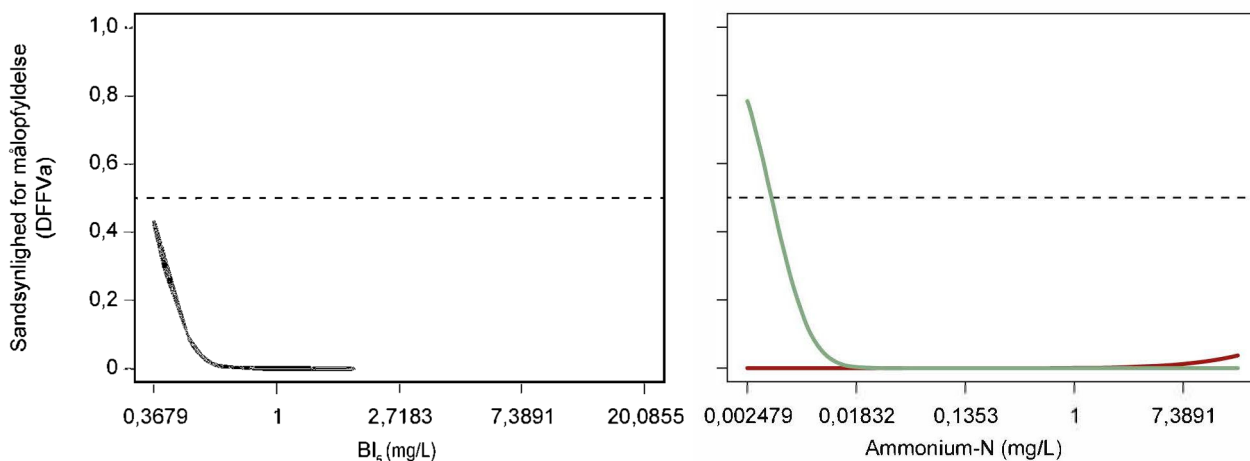
Figur 2. Boxplot for NH₄⁺ (mg/L) i tilstandsklasserne god, moderat og ringe/dårlig for type 3 vandløb. Der er ikke registreret stationer med høj økologisk tilstand. Vær opmærksom på den logaritmiske y-akse. De horisontale linjer beskriver kvartilerne (startende fra nederen): 5, 25, 50, 75 og 95 %. Cirklerne viser outliers.



Den lineære sandsynlighedsmodel for BI₅ viser, at sandsynligheden for målopfyldelse falder drastisk ved koncentrationer mellem 0,35-0,55 mg/L (Figur 3a). Dette er lavere end både de kategoriske resultater og det generelle nationale niveau.

For Ammonium-N viser sandsynlighedsmodellen, at i type 2 vandløb falder sandsynligheden for målopfyldelse med stigende koncentration (Figur 3b). Der er 50 % sandsynlighed for målopfyldelse ved 0,0039 mg/L Ammonium-N (Tabel 4), hvilket er meget lavt sammenlignet med resultaterne fra den kategoriske analyse samt det gennemsnitlige nationale niveau.

Der er altså ingen af de tre metoder, der kan benyttes til at fastsætte grænseværdier for Ammonium, som derfor ikke er velegnet som støtteparameter. For BI₅ er det muligt at afgrænse tilstandsklasserne med den kategoriske metode, og BI₅ kan derfor muligvis benyttes som støtteparameter.



Figur 3. Sandsynlighed for målopfyldelse for DFFVa som funktion af BI₅ (a) og Ammonium-N (b). Farverne på figuren indikerer følgende; – sort: alle vandløbstyper, grøn: type 2, rød: type 3. Den stiplede linje angiver 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.

Tabel 4. Koncentrationer for BI₅ og Ammonium-N ved hhv. < 5 %, 25 %, 50 %, 75 % og > 95 % sandsynlighed for målopfyldelse med DFFVa jf. den lineære sandsynlighedsmodel. NA = "Not Available".

Sandsynlighed for målopfyldelse med DFFVa	Koncentration
BI₅ (mg/L)	
<5 %	0,55
25 %	0,42
50 %	NA
75 %	NA
>95 %	NA
Ammonium-N (mg/L)	
<i>Type 2</i>	
<5 %	0,011
25 %	0,0055
50 %	0,0039
75 %	0,0026
>95 %	NA
<i>Type 3</i>	
<5 %	20,086
25 %	NA
50 %	NA
75 %	NA
>95 %	NA

På trods af en høj forklaringsprocent for Alkalinitet (Bilag 3) er der stort overlap imellem tilstandsklasserne. Samtidig ses der ikke en tydelig lineær sammenhæng imellem Alkalinitet og DFFVa (Bilag 4). Alkalinitet kan derfor ikke benyttes som støtteparameter for DFFVa.

Jern og pH har en forklaringsværdi > 10 % (Bilag 3), dog udviser begge støtteparametre overlap imellem tilstandsklasserne, og ingen af dem har en lineær tendens (Bilag 4). For de resterende støtteparametre med en forklaringsværdi < 10 % er der ligeledes helt eller delvist overlap imellem tilstandsklasserne samt lav til ingen lineær tendens. De resterende parametre kan derfor ikke benyttes som støtteparametre for DFFVa.

5.2.2 Smådyr

Efter første parameterudvælgelse er Ammonium-N og BI₅ undersøgt som mulige støtteparametre for smådyr (DVFI) (Bilag 3). Efterfølgende er også Alkalinitet set nærmere på, da denne ligeledes har en høj forklaringsværdi samt et tilstrækkeligt datagrundlag til videre analyse. Datagrundlaget for de resterende støtteparametre med lavere forklaringsværdi er også undersøgt.

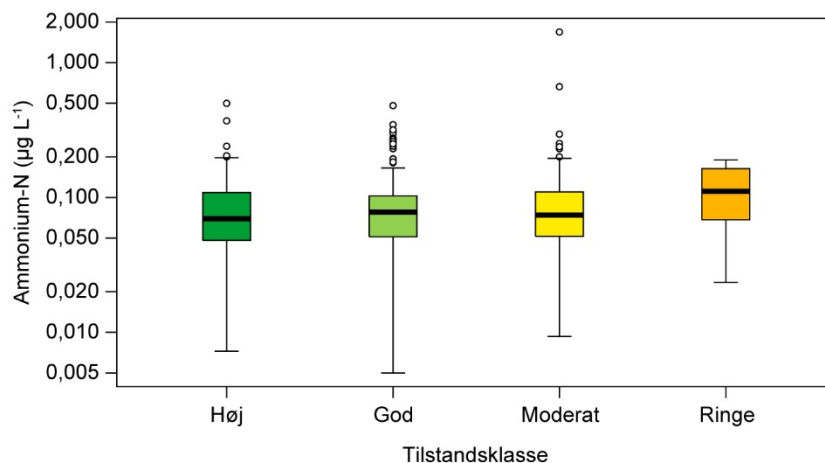
Både Ammonium-N og BI₅ er typespecifikke for DVFI. Resultaterne af den kategoriske analyse for BI₅ viser en klar adskillelse imellem både vandløbstyperne og tilstandsklasserne (Tabel 5). Således viser 75 % kvartilen for BI₅, at koncentrationsgrænsen for god/moderat tilstand er 1,40, 1,50 og 1,80 mg/L for hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. Disse koncentrationer er overordnet set overensstemmende med de nationale værdier, dog ligger værdierne for type 3 vandløb højt (Bilag 1).

Tabel 5. Resultater fra den kategoriske og logistiske metode til fastsættelse af grænser for Ammonium-N samt BI₅ for DVFI. Den gennemsnitlige middel af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 75 % kvartilen for en klasse (f.eks. god) og 25 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderat). Den gennemsnitlige median af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 50 % kvartilen for f.eks. god og 50 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderate). 75 % kvartilen er angivet for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen). Logistisk regression angiver koncentrationen for 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.

Tilstandsklasse	Gennemsnitlig middel af tilstødende kvartiler	Gennemsnitlig median af tilstødende kvartiler	75 % kvartil	Logistisk regression
BI₅ (mg/L)				
<i>Type 1</i>				
Høj/god	0,95	0,98	1,20	0,16
God/moderat	1,099	1,066	1,40	1,32
Moderate/ringe	1,30	1,34	1,67	0,16
Ringe/dårlig	1,78	1,66	2,65	0,16
<i>Type 2</i>				
Høj/god	1,08	1,12	1,33	0,26
God/moderat	1,21	1,22	1,50	2,06
Moderate/ringe	1,48	1,49	1,76	0,26
Ringe/dårlig	1,98	1,86	2,50	0,26
<i>Type 3</i>				
Høj/god	1,21	1,26	1,42	1,11
God/moderat	1,53	1,52	1,80	2,44
Moderate/ringe	2,20	1,94	2,35	1,11
Ringe/dårlig	2,55	1,54	4,26	1,11
Ammonium-N (mg/L)				
<i>Type 1</i>				
Høj/god	0,049	0,046	0,068	0,003
God/moderat	0,073	0,074	0,09	0,071
Moderate/ringe	0,11	0,11	0,15	0,003
Ringe/dårlig	0,16	0,17	0,25	0,003
<i>Type 2</i>				
Høj/god	0,07	0,068	0,093	0,013
God/moderat	0,097	0,096	0,13	0,13
Moderate/ringe	0,14	0,15	0,17	0,013
Ringe/dårlig	0,19	0,19	0,27	0,013

For Ammonium-N viser resultaterne af den kategoriske analyse, at der er delvis adskillelse imellem grænseværdierne. For type 1 og 2 vandløb er grænseværdierne adskilt, men for type 3 er der stort overlap imellem værdierne for tilstandsklasserne (Figur 4). Det er derfor kun relevant at benytte forskellige grænseværdier for type 1 og 2. Koncentrationsniveauerne for type 1 er overensstemmende med de nationale værdier, mens værdierne for type 2 ligger lidt højere, dog stadig med sammenlignelig størrelsesorden.

Figur 4. Boxplot for Ammonium-N (mg/L) i tilstandsklasserne høj, god, moderat og ringe/dårlig for type 3 vandløb. Vær opmærksom på den logaritmiske y-akse. Forklaring på boxplot se figur 2.



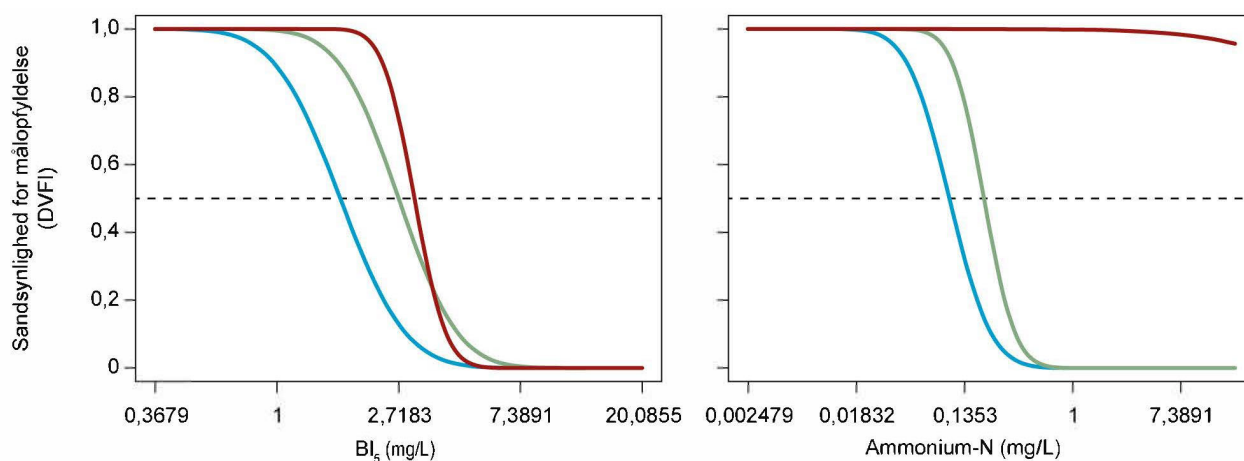
Der er ikke signifikant forskel mellem tilstandsklasserne for BI₅ og Ammonium-N i de logistiske analyser, hvorfor disse ikke er anvendelige til fastsættelse af grænse niveauer.

Sandsynligheden for at opnå mål opfyldelse med DVFI som funktion af BI₅ falder med stigende koncentration for alle tre vandløbstyper (Figur 5a). Der er 50 % sandsynlighed for mål opfyldelse i type 1, 2 og 3 vandløb ved BI₅ på hhv. 1,70; 2,72 og 3,13 mg/L (Tabel 6). Disse koncentration sværdier er højere end værdierne fra den kategoriske analyse og det gennemsnitlige koncentration niveau i danske vandløb.

Sandsynlighedsmodellen for DVFI som funktion af Ammonium-N viser, at for vandløbstyperne 1 og 2 falder sandsynligheden for mål opfyldelse med stigende koncentration (Figur 5b). For type 1 og type 2 vandløb er der 50 % sandsynlighed for mål opfyldelse ved hhv. 0,10 mg/L og 0,19 mg/L (Tabel 6). For type 3 vandløb ses en stabil sandsynlighed på 1 med blot et lille fald ved 7,3 mg/L Ammonium-N (Figur 5b).

Der er ingen af de tre metoder, der kan benyttes til at fastsætte grænseværdier for Ammonium, som derfor ikke er velegnet som støtteparameter. For BI₅ er det muligt at afgrænse tilstandsklasserne med den kategoriske metode, og BI₅ kan derfor muligvis benyttes som støtteparameter.

På trods af en høj forklaringsprocent for Alkalinitet (Bilag 3) er der delvist overlap imellem tilstandsklasserne samt lav til ingen lineær tendens for alle vandløbstyper (Bilag 5). Alkalinitet kan derfor ikke benyttes som støtteparameter for DVFI.



Figur 5. Sandsynlighed for målopfyldelse for DVFI som funktion af BI₅ (a) og Ammonium-N (b). Blå: type 1, grøn: type 2, rød: type 3. Den stiplede linje angiver 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.

Tabel 6. Koncentrationer af BI₅ og Ammonium-N ved hhv. < 5 %, 25 %, 50 %, 75 % og > 95 % sandsynlighed for målopfyldelse med DVFI jf. den lineære sandsynlighedsmodel.

Sandsynlighed for målopfyldelse med DVFI	Koncentration
BI₅ (mg/L)	
<i>Type 1</i>	
<5 %	3,32
25 %	2,29
50 %	1,70
75 %	1,30
>95 %	0,85
<i>Type 2</i>	
<5 %	5,10
25 %	3,53
50 %	2,72
75 %	1,82
>95 %	1,49
<i>Type 3</i>	
<5 %	4,31
25 %	3,63
50 %	3,13
75 %	2,72
>95 %	2,29
Ammonium-N (mg/L)	
<i>Type 1</i>	
<5 %	0,27
25 %	0,15
50 %	0,10
75 %	0,067
>95 %	0,037
<i>Type 2</i>	
<5 %	0,41
25 %	0,27
50 %	0,19
75 %	0,14
>95 %	0,092
<i>Type 3</i>	
<5 %	NA
25 %	NA
50 %	NA

75 %	NA
>95 %	15,029

Ortho-P viser en forklaringsprocent > 10% (Bilag 3), dog er der delvist overlap imellem tilstandsklasserne samt en lav lineær tendens (Bilag 5). Ortho-P kan derfor ikke benyttes som støtteparameter.

Med undtagelse af pH har de resterende parametre en forklaringsprocent < 10 % (Bilag 3) og udviser derudover overlap imellem tilstandsklasserne samt fravær af lineær tendens (Bilag 5). De resterende parametre kan derfor ikke benyttes som støtteparametre for DVFI.

5.2.3 Planter

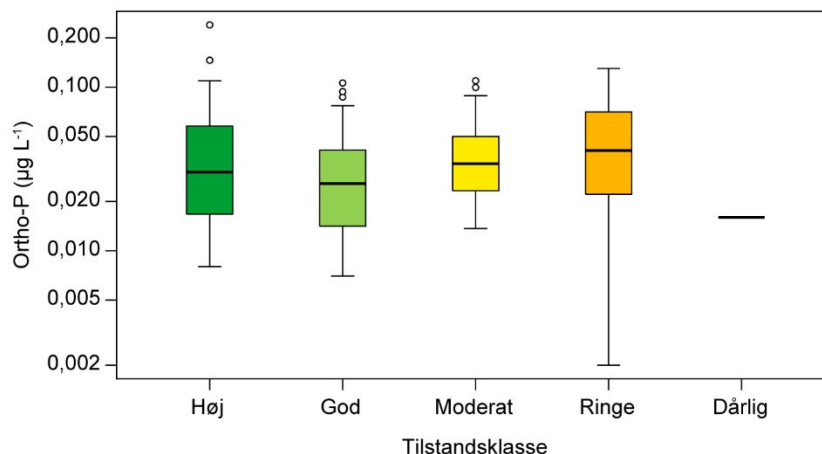
For planter (DVPI) er Ortho-P og Alkalinitet de støtteparametre, der forklarer størstedelen af variationen i EQR (Bilag 3), og som desuden har et tilstrækkeligt datagrundlag til videre analyse. Datagrundlaget for de resterende støtteparametre med lavere forklaringsværdi er også undersøgt.

Ortho-P er typespecifik for DVPI, dog er DVPI kun interkalibreret for type 2 og 3 vandløb. For type 2 er 75 % kvartilerne for tilstandsklasserne adskilte (Tabel 7), mens dette er ikke tilfældet for type 3 (Figur 6). Det er derfor kun muligt at sætte grænseværdier for tilstandsklasserne for type 2 vandløb. Grænseværdier for type 2 vandløb er overensstemmende med de generelle nationale niveauer (Bilag 1). I Henriksen et al. (2019) er det beskrevet, hvorledes de økologiske tilstandsklasser udtrykt som DVPI i type 1 og type 2/3 vandløb er sammenlignelige. Dette betyder dog ikke, at man umiddelbart kan anvende grænserne for type 2 vandløb på type 1 vandløb, men det kan heller ikke afvises. På det nuværende grundlag kan det dog ikke anbefales at anvende grænserne på type 1 vandløb.

Tabel 7. Resultater fra den kategoriske og logistiske metode til fastsættelse af grænser for Ortho-P for DVPI i vandløbstype 2. Den gennemsnitlige middelværdi af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 75 % kvartilen for en klasse (f.eks. god) og 25 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderat). Den gennemsnitlige median af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 50 % kvartilen for f.eks. god og 50 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderate). 75 % kvartilen er angivet for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen). Logistisk regression angiver koncentrationen for 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.

Tilstandsklasse	Gennemsnitlig middelværdi af tilstødende kvartiler	Gennemsnitlig median af tilstødende kvartiler	75 % kvartil	Logistisk regression
Ortho-P (µg/L)				
<i>Type 2</i>				
Høj/god	24,32	22,63	31,97	4,68
God/moderat	40,50	37,68	53,00	27,4
Moderate/ringe	52,52	51,81	68,57	236
Ringe/dårlig	86,58	96,64	82,92	1,8e ⁴
Alkalinitet (mmol/L)				
Høj/god	-	-	2,40	-
God/moderate	-	-	3,14	-
Moderate/ringe	-	-	4,50	-
Ringe/dårlig	-	-	4,75	-

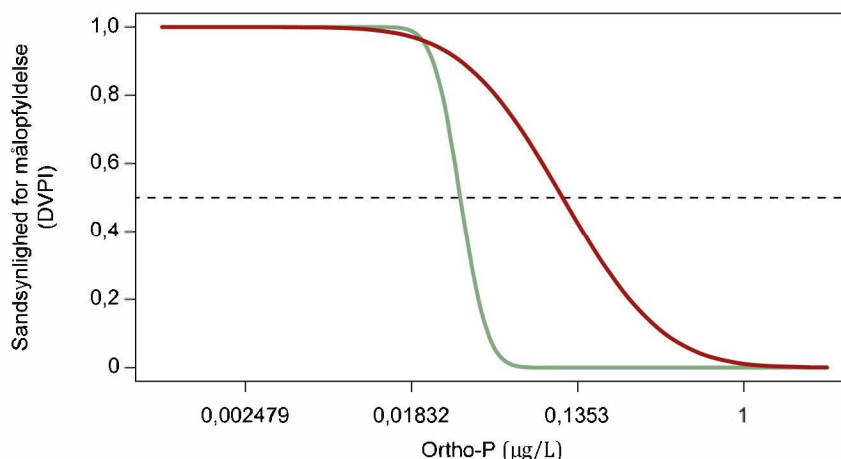
Figur 6. Boxplot for Ortho-P i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for type 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.



Koncentrationsniveauerne fastsat ud fra den logistiske regression for Ortho-P er ikke overensstemmende med de nationale niveauer (Bilag 1).

Sandsynligheden for målopfyldelse med DVPI som funktion af Ortho-P falder med stigende koncentration for både type 2 og 3 vandløb (Figur 7). Dog falder sandsynligheden langt hurtigere i type 2 vandløb. For type 2 og 3 vandløb viser den lineære sandsynlighedsmodel, at der er 50 % sandsynlighed for målopfyldelse ved hhv. 33 og 110 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Tabel 8). Koncentrationsniveauet for type 2 vandløb er sammenligneligt med både de kategoriske resultater og det gennemsnitlige nationale niveau. For type 3 vandløb er niveauet højere end de andre niveauer.

Figur 7. Sandsynlighed for målopfyldelse for DVPI som funktion af Ortho-P. Grøn: type 2, rød: type 3. Den stiplede linje angiver 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.



Da det ikke er muligt at fastsætte grænseværdier for Ortho-P for alle vandløbstyper, kan Ortho-P ikke benyttes som støtteparameter.

Alkalinitet har en høj forklaringsprocent af den totale variation i tilstand målt med DVPI (Bilag 3), og data viser kun et minimalt overlap imellem tilstandsklasserne. Alkalinitet er ikke typespecifik for DVPI. 75 % kvartilerne for tilstandsklasserne er adskilte, og der er derfor beregnet mulige grænseværdier (Tabel 7). Grænseværdier er overensstemmende med de generelle nationale niveauer (Bilag 1). Det er dermed muligt at foreslå grænseværdier for Alkalinitet som støtteparameter.

Tabel 8. Koncentrationer for Ortho-P ved hhv. < 5 %, 25 %, 50 %, 75 % og > 95 % sandsynlighed for målopfyldelse med DVPI jf. den lineære sandsynlighedsmodel.

Sandsynlighed for målopfyldelse med DVPI	Koncentration
Ortho-P ($\mu\text{g/L}$)	
<i>Type 2</i>	
<5 %	51
25 %	40
50 %	33
75 %	28
>95 %	22
<i>Type 3</i>	
<5 %	540
25 %	210
50 %	110
75 %	60
>95 %	25

På trods af en forklaringsprocent > 10 % viser pH overlap imellem tilstandsklasserne. Samtidig ses der ikke en lineær sammenhæng imellem pH og DVPI, og pH kan derfor ikke benyttes som støtteparameter.

De resterende parametre forklarer alle < 10 % af variationen i DVPI. Derudover er der overlap imellem tilstandsklasserne for dem alle samt en lav eller ingen lineær tendens. De resterende parametre kan derfor ikke benyttes som støtteparametre for DVPI.

5.2.4 Alger

For alger (SID_TID) er Ortho-P og Alkalinitet de støtteparametre, der forklarer størstedelen af variationen i EQR (Bilag 3), og som desuden har et tilstrækkeligt datagrundlag til videre analyse. Datagrundlaget for de resterende støtteparametre med lavere forklaringsværdi er også undersøgt.

Eftersom algeindekset ikke er fuldt implementeret endnu, mangler der stadig at blive fastsat grænseværdier for EQR imellem de fem økologiske tilstandsklasser. Der foreligger kun foreslåede værdier for grænsen imellem høj/god og god/moderat. Disse er derfor benyttet til analyserne for at give et indblik i koncentrationsniveauet.

For SID_TID er Ortho-P ikke typespecifik, og der er en klar adskillelse imellem grænseværdierne for 75 % kvartilen. Grænseværdien imellem høj/god tilstand er 31,50 $\mu\text{g/L}$, mens den for god/moderat er 56,67 $\mu\text{g/L}$ (Tabel 9). Disse værdier er på et niveau, der er sammenligneligt med de nationale koncentrationsværdier (Bilag 1).

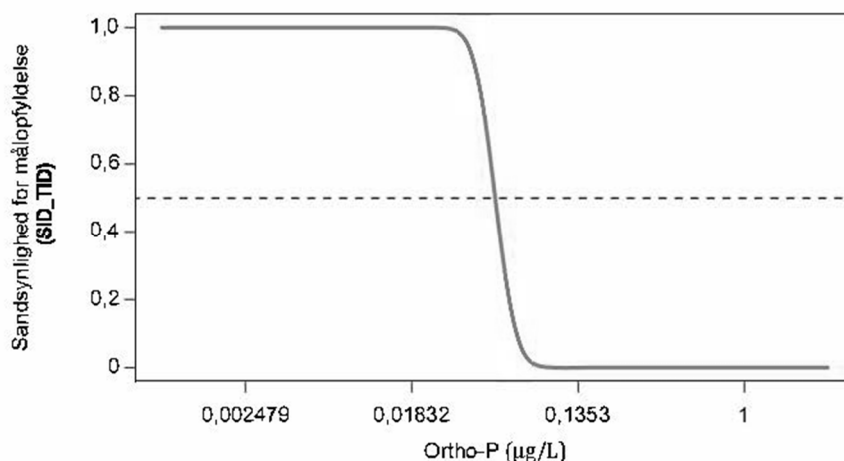
Resultaterne fra den logistiske analyse viser nogle meget lavere værdier på 6,73 og 33,5 $\mu\text{g/L}$ for hhv. høj/god og god/moderat. Koncentrationsniveauerne for den logistiske analyse er væsentlig lavere end det generelle nationale niveau (Bilag 1).

Tabel 9. Resultater fra den kategoriske og logistiske metode til fastsættelse af grænser for Ortho-P og Alkalinitet for SID_TID. Den gennemsnitlige middel af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 75 % kvartilen for en klasse (f.eks. god) og 25 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderat). Den gennemsnitlige median af tilstødende kvartiler er beregnet som et gennemsnit af 50 % kvartilen for f.eks. god og 50 % kvartilen for den tilstødende klasse under (moderate). 75 % kvartilen er angivet for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen). Logistisk regression angiver koncentrationen for 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.

Tilstandsklasse	Gennemsnitlig middel af tilstødende kvartiler	Gennemsnitlig median af tilstødende kvartiler	75 % kvartil	Logistisk regression
Ortho-P (µg/L)				
Høj/god	25,42	23,33	31,50	6,73
God/moderat	44,33	40,17	56,67	33,5
Alkalinitet (mmol/L)				
Høj/god	-	-	2,32	-
God/moderat	-	-	3,64	-

Resultaterne af den lineære sandsynlighedsmodel viser, at sandsynligheden for målopfyldelse med SID_TID som funktion af Ortho-P falder drastisk omkring 48 µg/L (Figur 8) med 95 % sandsynlighed for målopfyldelse ved 36 µg/L og 5 % sandsynlighed for målopfyldelse ved 69 µg/L (Tabel 10). De 48 µg/L er sammenligneligt med god/moderat grænsen foreslået med den kategoriske analyse, men lidt lavere i forhold til det nationale koncentrationsniveau.

Figur 8. Sandsynlighed for målopfyldelse for SID_TID som funktion af Ortho-P gældende for alle vandløbstyper. Den stiplede linje angiver 50 % sandsynlighed for målopfyldelse.



Tabel 10. Koncentrationer for Ortho-P ved hhv. < 5 %, 25 %, 50 %, 75 % og > 95 % sandsynlighed for målopfyldelse med SID_TID jf. den lineære sandsynlighedsmodel.

Sandsynlighed for målopfyldelse med SID_TID	Koncentration
Ortho-P (µg/L)	
<5 %	69
25 %	57
50 %	48
75 %	43
>95 %	36

Dermed kan Ortho-P benyttes som støtteparameter.

Alkalinitet har en høj forklaringsprocent for den totale variation i tilstand målt med SID_TID (Bilag 3), og data viser kun et minimalt overlap imellem tilstandsklasserne. Alkalinitet er ikke typespecifik for SID_TID. 75 % kvartilerne

for tilstandsklasserne er adskilte, og der er derfor beregnet mulige grænseværdier (Tabel 9). Grænseværdier er overensstemmende med de generelle nationale niveauer (Bilag 1). Det er dermed muligt at foreslå grænseværdier for Alkalinitet som støtteparameter. Alkalinitet er imidlertid en naturgiven parameter som ikke kan reguleres.

Jern har lige akkurat en forklaringsværdi $> 10\%$. Dog udviser jern overlap imellem tilstandsklasserne, og der er ingen lineær sammenhæng med SID_TID. Jern kan derfor ikke benyttes som støtteparameter.

De resterende støtteparametre har en lav forklaringsprocent (Bilag 3) af den totale variation i tilstand målt med SID_TID. Endvidere har de alle på nær Total Fosfor store overlap imellem tilstandsklasserne (Bilag 7). Desuden er der ikke en klar lineær sammenhæng imellem støtteparametrene og SID_TID (Bilag 7). De resterende parametre kan derfor ikke benyttes som støtteparametre for SID_TID.

6. Konklusioner og anbefalinger

6.1 Fysisk-kemiske støtteparametre af betydning for de biologiske kvalitetselementer

Analyserne viser, at datagrundlaget for størstedelen af støtteparametrene er for usikkert til fastsættelse af grænseværdier. Dette kommer til udtryk igennem overlappende intervaller og mangel på sammenhæng imellem støtteparametrene og de biologiske kvalitetselementer. Yderligere analyser viser, at der er forskel på, hvilke støtteparametre der er af størst betydning for de fire biologiske kvalitetselementer. Derudover er det påvist, at nogle af parametrene er typespecifikke for vandløbstype 1, 2 og 3 (Tabel 11).

Tabel 11. Oversigt over, hvilke fysisk-kemiske støtteparametre der er af størst betydning for hver af de biologiske kvalitetselementer, samt angivelse af typespecifikke støtteparametre.

Biologisk kvalitetselement	Støtteparameter	Typespecifik
Fisk (DFFVa)	BI ₅	Nej
Fisk (DFFVa)	Ammonium-N	Ja
Fisk (DFFVa)	Alkalinitet	Nej
Smådyr (DVFI)	BI ₅	Ja
Smådyr (DVFI)	Ammonium-N	Ja
Smådyr (DVFI)	Alkalinitet	Ja
Planter (DVPI)	Ortho-P	Ja
Planter (DVPI)	Alkalinitet	Nej
Alger (SID_TID)	Ortho-P	Nej
Alger (SID_TID)	Alkalinitet	Nej

6.2 Fastsættelse af grænseværdier

Analyserne for fastsættelse af grænseværdier er foretaget på baggrund af eksisterende danske data. Som tidligere nævnt viser mange af resultaterne, at der er stor spredning i data, hvilket resulterer i overlappende grænseværdier. Derudover kan andre forhold – f.eks. vandløbsvedligeholdelse og det fysiske habitat – være af større betydning for vandløbsorganismene. For de typespecifikke støtteparametre kan forskellen imellem vandløbstyperne skyldes forskelle i oplandsstørrelse og arealanvendelse i oplandet. Generelt vil små vandløb (type 1) have et mindre opland end store vandløb (type 2 og 3), hvilket kan resultere i større tilførsel af bl.a. næringsstoffer til de store vandløb. Endvidere kan vandløbsstørrelse have betydning for, hvilket artssamfund der kan understøttes.

De beregnede grænseværdier er sammenlignet med nationale koncentrationer (se metodeafsnit for nærmere forklaring) for at undersøge, hvorvidt størrelsesordenen for de enkelte grænseværdier er realistiske i danske vandløb. På baggrund af disse sammenligninger er der hovedsageligt taget udgangspunkt i 75 % kvartilen udregnet ved den kategoriske analyse, som viser mere sammenlignelige koncentrationsniveauer med det generelle nationale niveau, end den logistisk regression gør. Sandsynlighedsmodellerne viser, at sandsynligheden for målopfyldelse generelt vil falde med stigende koncentrationer.

6.2.1 Fisk

Det er ikke optimalt at fastsætte grænseværdier for DFFVa på nuværende tidspunkt, da indekset ikke er fuldt interkalibreret. Trods det er analyserne foretaget for indekset, da det er en fungerende del af den nationale overvågning.

For BI₅ er den logistiske regression og sandsynlighedsmodellen ikke brugbare til grænsefastsættelse, da værdierne fra disse er for lave sammenlignet med det nationale koncentrationsniveau. Til gengæld viser den kategoriske analyse klart adskilte grænseværdier på et niveau, som er overensstemmende med de generelle danske forhold. Dermed kan det være en mulighed at benytte disse koncentrationsgrænser for BI₅ som støtte til DFFVa (Tabel 12).

Tabel 12. Mulige grænseværdier for BI₅ (mg/L) som støtte til DFFVa baseret på 75 % kvartilen for den kategoriske analyse.

Høj/god	God/moderat	Moderat/ringe	Ringe/dårlig
NA	1,26 mg/L	1,50 mg/L	1,87 mg/L

For Ammonium-N er der ikke nogen klar adskillelse af grænseværdierne i den kategoriske analyse, og resultaterne fra den logistiske regression samt sandsynlighedsmodellen ligger lavt i forhold til det nationale niveau. På den baggrund kan der derfor ikke fastsættes grænseværdier for tilstandsklasserne, herunder for de enkelte vandløbstyper.

For de resterende parametre er der stort overlap imellem tilstandsklasserne, manglende lineær tendens samt lav forklaringsværdi for den totale variation i DFFVa, og det er derfor ikke muligt at beregne grænseværdier.

6.2.2 Smådyr

For BI₅ gav den logistiske regression overlappende grænseværdier, mens resultaterne fra sandsynlighedsmodellen er for høje sammenlignet med det nationale gennemsnit. 75 % kvartilen fra den kategoriske analyse viser dog tydelige adskilte grænseværdier, som er overensstemmende med de generelle nationale værdier. Dermed kan det være en mulighed at benytte koncentrationsgrænserne for BI₅ som støtte til DVFI (Tabel 13).

Tabel 13. Mulige grænseværdier for BI₅ (mg/L) som støtte for DVFI baseret på 75 % kvartilen for den kategoriske analyse.

Type	Høj/god	God/moderat	Moderat/ringe	Ringe/dårlig
1	1,20	1,40	1,67	2,65
2	1,33	1,50	1,76	2,50
3	1,42	1,80	2,35	4,26

Den logistiske regression for Ammonium-N giver overlappende værdier, og den er derfor ikke brugbar til grænsefastsættelse. Derimod er resultaterne fra den kategoriske analyse og sandsynlighedsmodellen for type 1 og 2 vandløb sammenlignelige, og begge er på samme niveau som det nationale gennemsnit. For type 3 vandløb er der overlappende værdier for alle analyserne, og det er derfor ikke muligt at fastsætte grænseværdier for disse. Det er muligt, at de fundne grænseværdier for type 2 også kan benyttes i type 3 vandløb, men dette kan vi ikke underbygge i nærværende analyser. Det frarådes derfor at fastsætte grænseværdier for Ammonium-N som støtteparameter til DVFI.

For de resterende parametre er der stort overlap imellem tilstandsklasserne, manglende lineær tendens samt lav forklaringsværdi for den totale variation i DVFI, og det er derfor ikke muligt at beregne grænseværdier.

6.2.3 Planter

Ortho-P er typespecifik for DVPI, men DVPI er kun interkalibreret for type 2 og 3. En tidligere undersøgelse af Henriksen et al. (2019) viser dog, at de interkalibrerede grænser for de økologiske kvalitetselementer i type 2 og 3 vandløb også kan anvendes på type 1 vandløb. Resultaterne af den kategoriske analyse i nærværende undersøgelse viser dog, at der kun er tydelig adskillelse af grænseværdierne for type 2. Ligeledes viser sandsynlighedsmodellen for Ortho-P, at det kun er koncentrationsniveauet for type 2 vandløb, der er sammenligneligt med det gennemsnitlige nationale niveau. Det kan på denne baggrund ikke anbefales at fastsætte grænseværdier for Ortho-P som støtteparameter for DVPI.

Alkalinitet er ikke typespecifik for DVPI. Den kategoriske analyse viste, at der var en adskillelse af grænseværdierne imellem tilstandsklasserne, og de beregnede grænseværdier er sammenlignelige med det gennemsnitlige nationale niveau. Dermed kan det være en mulighed at benytte koncentrationsværdierne udregnet ved 75 % kvartilen i den kategoriske metode for Alkalinitet som støtte til DVPI (Tabel 14). Dog skal det bemærkes, at det fra et fagligt synspunkt ikke er anbefalelsesværdigt at benytte en naturgiven parameter som støtte til den biologiske tilstandsvurdering.

Tabel 14. Mulige grænseværdier for Alkalinitet (mmol/L) som støtte for DVPI baseret på 75 % kvartilen for den kategoriske analyse.

Høj/god	God/moderat	Moderat/ringe	Ringe/dårlig
2,40	3,14	4,50	4,75

For de resterende parametre er der stort overlap imellem tilstandsklasserne, manglende lineær tendens samt lav forklaringsværdi for den totale variation i DVPI, og det er derfor ikke muligt at beregne grænseværdier.

6.2.4 Alger

Da algeindekset (SID_TID) ikke er interkalibreret endnu, er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at fastsætte grænseværdier for Ortho-P og Alkalinitet. Det skal dog bemærkes, at hvis de anbefalede grænser mellem tilstandsklasserne bibeholdes, vil resultaterne fra den kategoriske analyse kunne anvendes. De beregnede grænseværdier for høj/god (31,5 µg/L) og god/moderate (56,7 µg/L) er overensstemmende med det nationale koncentrationsniveau, og sandsynlighedsmodellen for Ortho-P understøtter til dels resultaterne fra den kategoriske analyse. Som for planter skal det dog bemærkes, at det fra et fagligt synspunkt ikke er anbefalelsesværdigt at benytte den naturgivne parameter Alkalinitet som støtte til den biologiske tilstandsvurdering.

For de resterende parametre er der stort overlap imellem tilstandsklasserne, manglende lineær tendens samt lav forklaringsværdi for den totale variation i SID_TID, og det er derfor ikke muligt at beregne grænseværdier.

6.3 Perspektivering

Selvom det fremgår af litteraturreviewet, at der er en sammenhæng imellem flere af de fysisk-kemiske støtteparametre og de biologiske kvalitetselementer, ser vi kun få af disse sammenhænge i vores analyser. Dette kan der være flere grunde til. Vandløb er et multistressor-miljø, hvor de enkelte støtteparametre ikke blot har indflydelse på det biologiske samfund, men også på hinanden. Da vi i nærværende analyser behandler støtteparametrene enkeltvis, vil noget af forklaringsværdien derfor givetvis udeblive. Endvidere vil en mulig sammenhæng imellem en given støtteparameter og et kvalitetselement blive tydeliggjort af tilstedeværelsen af ekstreme begivenheder – f.eks. meget høje temperaturer eller lave pH-værdier. Der er dog meget få eller ingen af sådanne værdier i datasættene, hvilket sammen med stor spredning i det eksisterende data giver svage sammenhænge. Derudover kan der være andre fysisk-kemiske parametre, som ikke er medtaget i dette projekt, som har en større betydning for de biologiske kvalitetselementer. Dette kan f.eks. være lysforhold ift. til planter eller fysisk forstyrrelse (bl.a. grødeskæring).

6.4 anbefalinger

Det har kun været muligt at fastsætte grænseværdier for én støtteparameter (BI₅) for hhv. fisk og smådyr. For planter kan der i teorien fastsættes grænseværdier for Alkalinitet, dette frarådes dog i praksis, da Alkalinitet ikke er en regulerbar parameter. Da algeindekset ikke er interkalibreret endnu, er det ikke muligt at fastsætte grænseværdier for nogen af støtteparametre. Det lave antal støtteparametre, der kan fastsættes grænseværdier for, skyldes hovedsageligt, at resultaterne af de bagvedliggende analyser er for usikre grundet data med stor spredning og mangler.

Det vurderes samlet set, at brugen af fysisk-kemiske støtteparametre som understøttelse af de biologiske kvalitetselementer i danske vandløb ikke vil styrke tilstandsvurderingen. På baggrund af nærværende undersøgelser kan det derfor ikke anbefales at benytte fysisk-kemiske parametre til støtte for tilstandsvurdering af danske vandløb. Det kan heller ikke angives, om grænseværdierne er maksimale værdier, der ikke må overskrides. En given station kan således godt opnå god økologisk tilstand, selvom koncentrationen af en støtteparameter ligger over den beregnede grænseværdi for god tilstand. Grænseværdierne kan altså betragtes som et pejlemærke for, at hvis støtteparameterens koncentration er under grænseværdien, er der større sandsynlighed for én tilstand, end hvis støtteparameterens koncentration ligger over grænseværdien, hvor der vil være større sandsynlighed for en anden tilstand.

7. Referencer

European Commission. 2000. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential.*

Europa-Parlamentet. 2000. "Europa-Parlamentets Og Rådets Direktiv 2000/60/EF Af 23. Oktober 2000 Om Fastlæggelse Af En Ramme for Fællesskabets Vandpolitiske Foranstaltninger." (Oktober):72.

Friberg, Nikolai, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Morten Lauge Pedersen, and Andrea Buffagni. 2010. "Stream Macroinvertebrate Occurrence along Gradients in Organic Pollution and Eutrophication." *Freshwater Biology* 55:1405–19.

Poikane, Sandra, Geoff Phillips, Sebastian Birk, Gary Free, Martyn G. Kelly, and Nigel J. Willby. 2019. "Deriving Nutrient Criteria to Support 'good' Ecological Status in European Lakes: An Empirically Based Approach to Linking Ecology and Management." *Science of the Total Environment* 650:2074–84.

Riis, Tenna, Kaj Sand-Jensen, and Ole Vestergaard. 2000. "Plant Communities in Lowland Streams: Species Composition and Environmental Factors." *Aquatic Botany* 66:255–72.

Bilag 1

Table I. Generelle koncentrationsniveauer i danske vandløb baseret på målinger fra 3799 stationer indsamlet under NOVANA kontrolovervågningsprogrammet i 2004-2016.

Parameter	Minimum	25 %-kvartil	Middel	75 %- kvartil	Maksimum
Alkalinitet (mmol/L)	-0,074	1,2	2,749593	3,9	14,2
Ammonium-N (mg/L)	0,001	0,033	0,12521	0,13	39
BI5 (mg/L)	0	0,78	1,51492	1,7	92
Ortho-P (µg/L)	1	20	57,67148	67	5830

Bilag 2

Tabel I. Kovariansanalyser for DFFVa-EQR og vandløbstype for fysisk-kemiske parametre.

Parameter	Typespecifik
Alkalinitet (mmol/L)	Nej
Ammonium-N (mg/L)	Ja
BI ₅ (mg/L)	Nej
Jern (mg/L)	Nej
Nitrat-N (mg/L)	Nej
Total Nitrogen (mg/L)	Nej
Ortho-P (mg/L)	Nej
Oxygen indhold	Nej
pH	Nej
Salinitet (‰)	-
Suspenderet stof (mg/L)	Nej
Temperatur (°C)	Nej
Total Fosfor (mg/L)	Nej

Tabel II. Kovariansanalyser for DVFI-EQR og vandløbstype for fysisk-kemiske parametre.

Parameter	Typespecifik
Alkalinitet (mmol/L)	Ja
Ammonium-N (mg/L)	Ja
BI ₅ (mg/L)	Ja
Jern (mg/L)	Ja
Nitrat-N (mg/L)	Nej
Total Nitrogen (mg/L)	Ja
Ortho-P (mg/L)	Ja
Oxygen indhold	Nej
pH	Ja
Salinitet (‰)	-
Suspenderet stof (mg/L)	Nej
Temperatur (°C)	Nej
Total Fosfor (mg/L)	Ja

Tabel III. Kovariansanalyser for DVPI-EQR og vandløbstype for fysisk-kemiske parametre.

Parameter	Typespecifik
Alkalinitet (mmol/L)	Nej
Ammonium-N (mg/L)	Ja
BI ₅ (mg/L)	Nej
Jern (mg/L)	Nej
Nitrat-N (mg/L)	Nej
Total Nitrogen (mg/L)	Nej
Ortho-P (mg/L)	Ja
Oxygen indhold	Nej
pH	Nej
Salinitet (‰)	-
Suspenderet stof (mg/L)	Nej
Temperatur (°C)	Nej
Total Fosfor (mg/L)	Ja

Tabel IV. Kovariansanalyser for SID_TID -EQR og vandløbstype for fysisk-kemiske parametre.

Parameter	Typespecifik
Alkalinitet (mmol/L)	Nej
Ammonium-N (mg/L)	Nej
BI ₅ (mg/L)	Nej
Jern (mg/L)	Nej
Nitrat-N (mg/L)	Nej
Total Nitrogen (mg/L)	Nej
Ortho-P (mg/L)	Nej
Oxygen indhold	Nej
pH	Nej
Salinitet (‰)	-
Suspenderet stof (mg/L)	Nej
Temperatur (°C)	Nej
Total Fosfor (mg/L)	Ja

Bilag 3

Tabel I. Forklaringsprocent for støtteparametre ift. DFFVa udregnet med BRT analyse.

Støtteparameter	Forklaringsprocent
Alkalinitet	24,04
Ammonium-N	14,00
Bl ₅	13,06
pH	11,00
Jern	10,93
Nitrat-N	8,81
Ortho-P	8,13
Total Fosfor	3,50
Suspenderet stof	2,77
Temperatur	2,55
Oxygen Indhold	0,52
Total Nitrogen	0,41

Tabel II. Forklaringsprocent for støtteparametre ift. DVFI udregnet med BRT analyse.

Støtteparameter	Forklaringsprocent
Alkalinitet	20,20
Ammonium-N	16,17
Ortho-P	13,87
pH	12,93
Bl ₅	11,12
Nitrat-N	5,90
Temperatur	5,84
Jern	5,55
Total Nitrogen	2,36
Total Fosfor	1,92
Suspenderet stof	1,66
Oxygen Indhold	1,01

Tabel III. Forklaringsprocent for støtteparametre ift. DVPI udregnet med BRT analyse inkl. alkalinitet.

Støtteparameter	Forklaringsprocent
Alkalinitet	53,10
pH	11,97
Ortho-P	8,00
Bl ₅	7,86
Ammonium-N	6,64
Nitrat-N	3,13
Temperatur	2,48
Total Fosfor	2,33
Jern	2,01
Total Nitrogen	1,25
Suspenderet stof	0,62
Oxygen Indhold	0,11

Tabel IV. Forklaringsprocent for støtteparametre ift. DVPI udregnet med BRT analyse
ekskl. alkalinitet

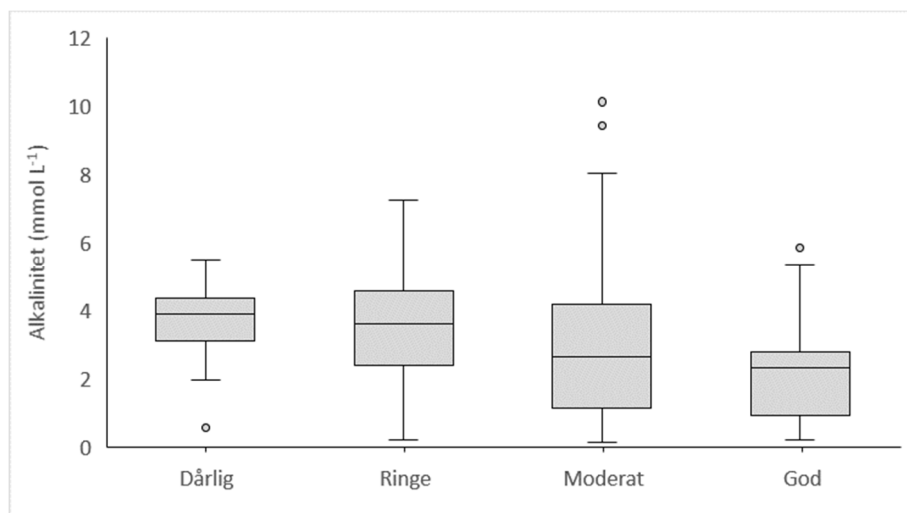
Støtteparameter	Forklaringsprocent
pH	42,01
Ortho-P	21,82
Bl ₅	13,70
Ammonium-N	7,60
Nitrat-N	4,14
Jern	2,77
Temperatur	2,57
Total Nitrogen	1,98
Total Fosfor	1,95
Suspenderet stof	0,54
Oxygen Indhold	0,42

Tabel V. Forklaringsprocent for støtteparametre ift. SID_TID udregnet med BRT analyse.

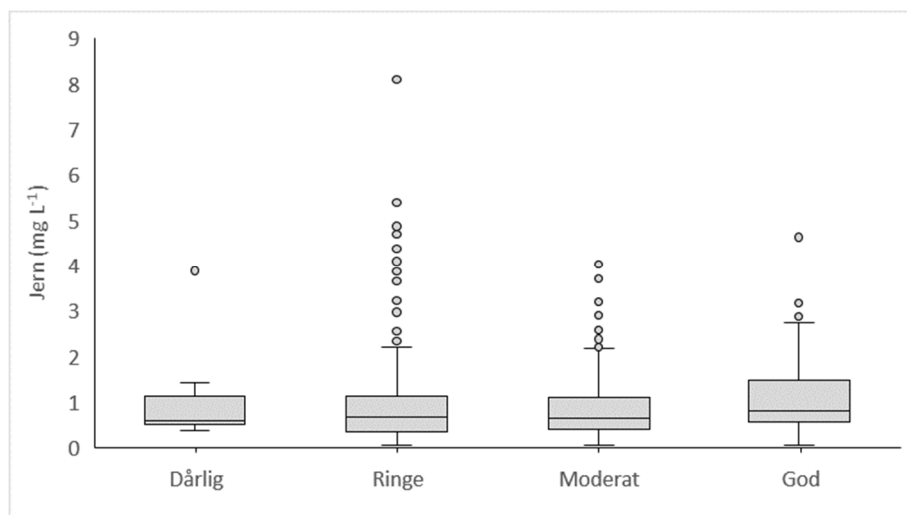
Støtteparameter	Forklaringsprocent
Ortho-P	31,19
Alkalinitet	27,59
Jern	10,36
pH	8,45
Temperatur	6,09
Bl ₅	6,07
Nitrat-N	4,92
Ammonium-N	4,19
Total Fosfor	0,62
Suspenderet stof	0,26
Total Nitrogen	0,24
Oxygen Indhold	0,00

Bilag 4 Fisk

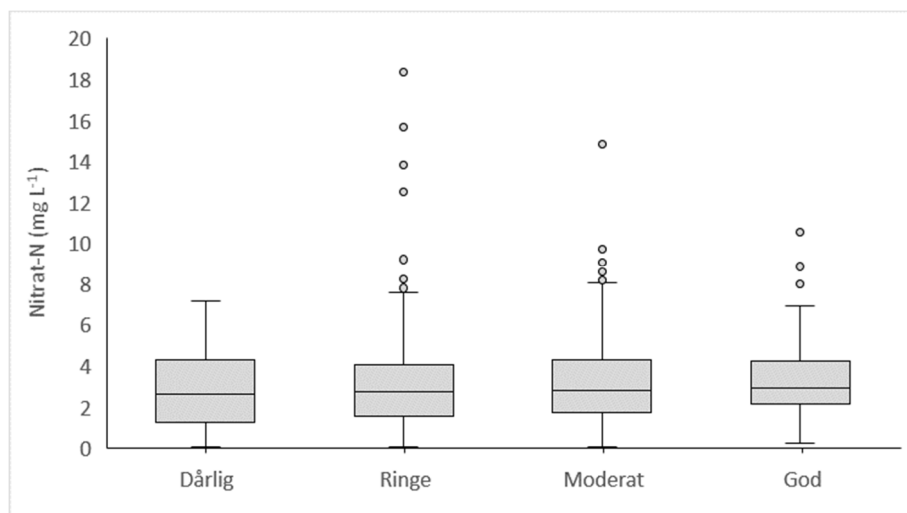
Figur I. Boxplot for alkalinitet i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



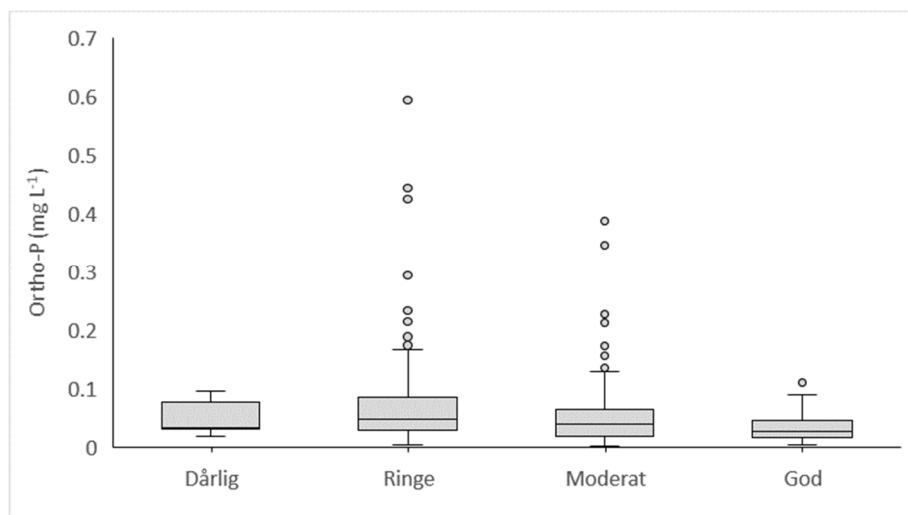
Figur II. Boxplot for jern i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



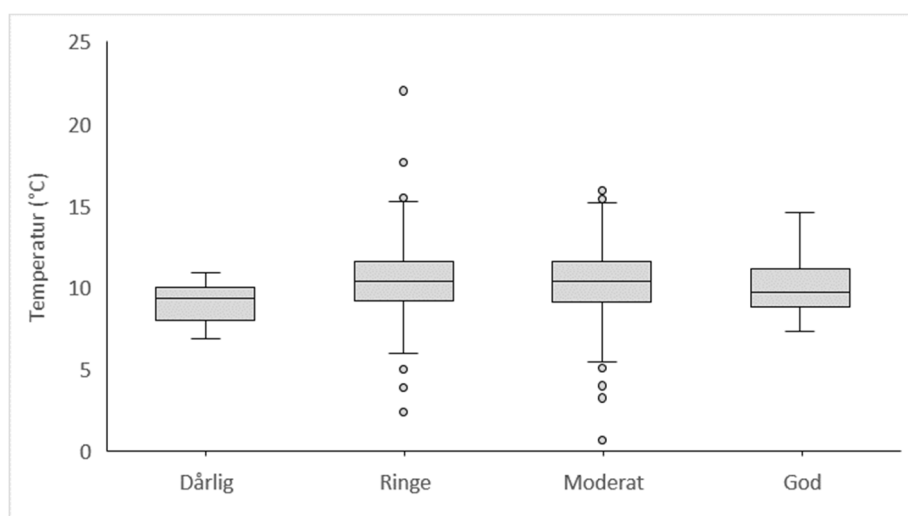
Figur III. Boxplot for nitrat-N i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



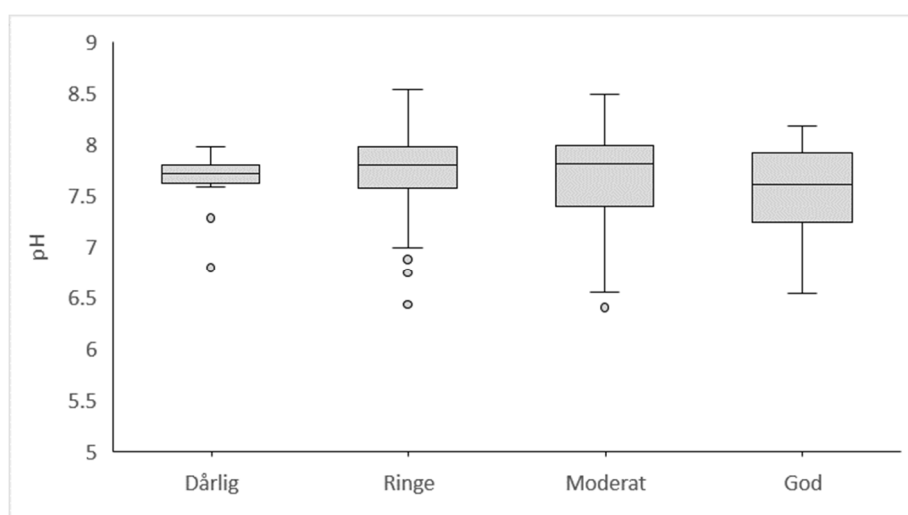
Figur IV. Boxplot for ortho-P i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



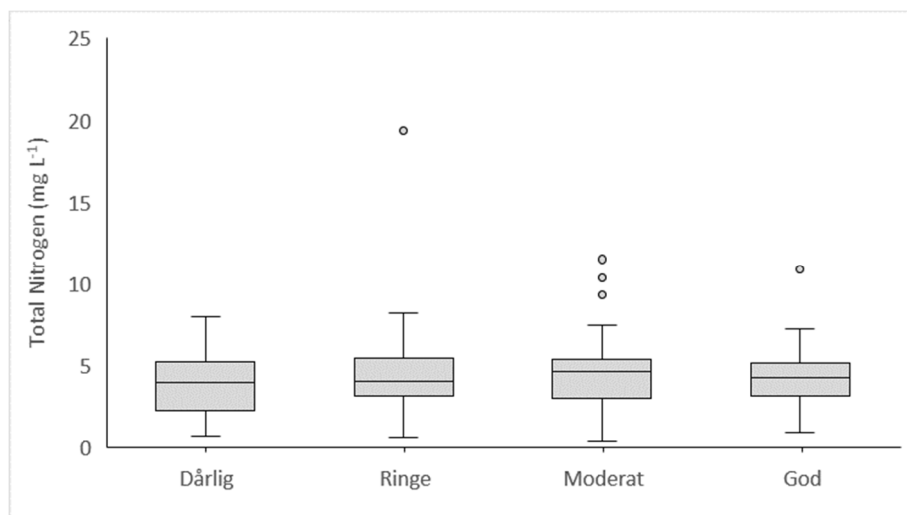
Figur V. Boxplot for temperatur i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



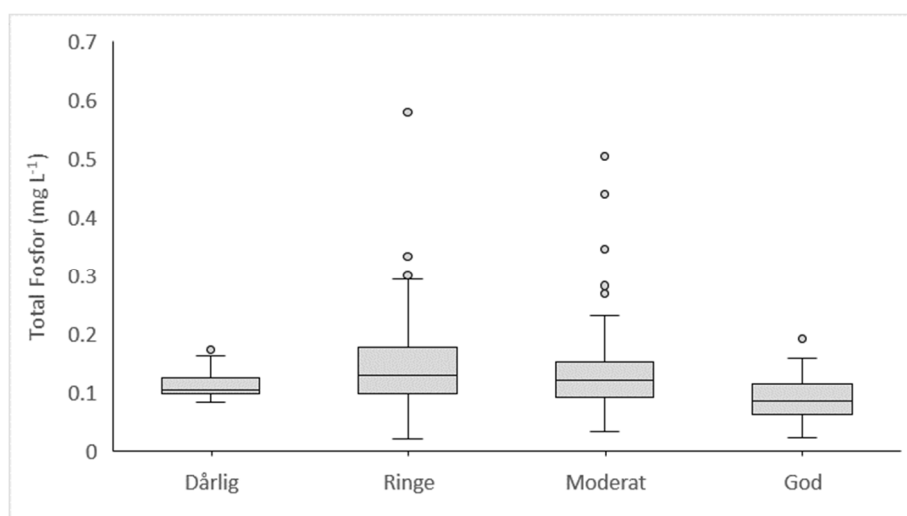
Figur VI. Boxplot for pH i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



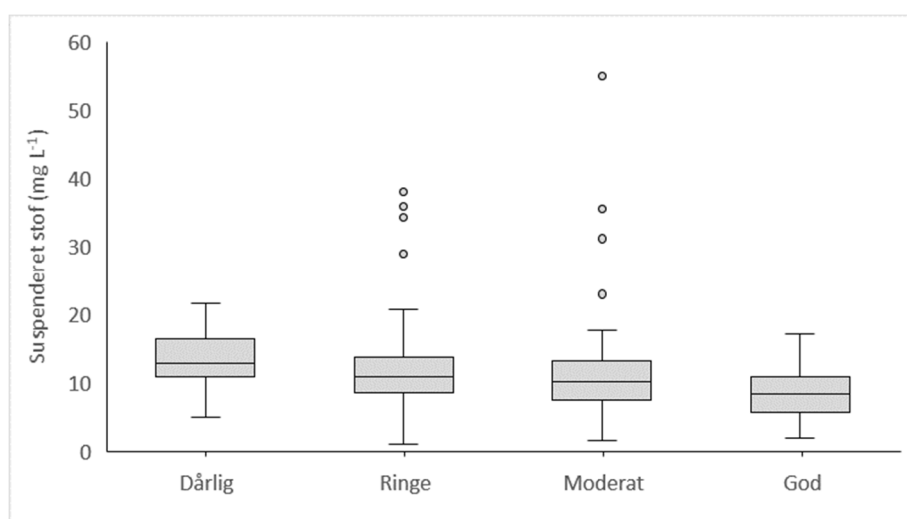
Figur VII. Boxplot for total nitrogen i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



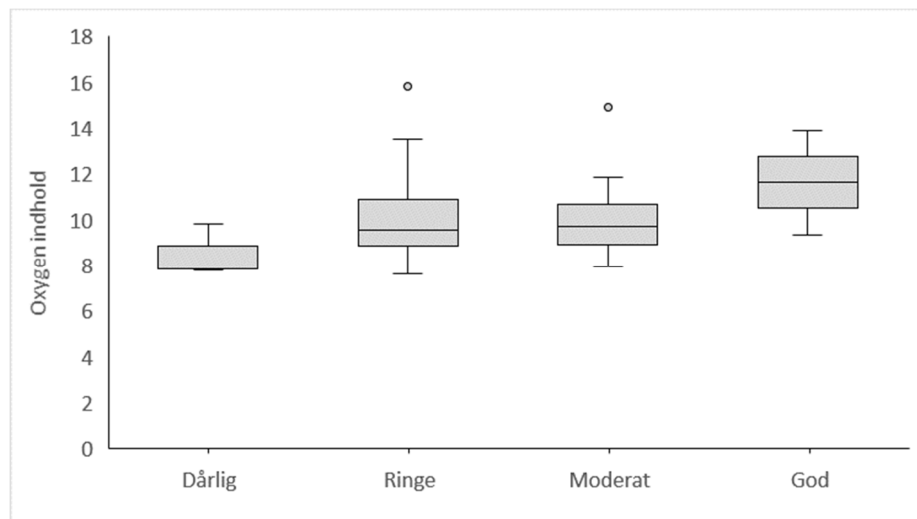
Figur VIII. Boxplot for total fosfor i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



Figur IX. Boxplot for suspenderet stof i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

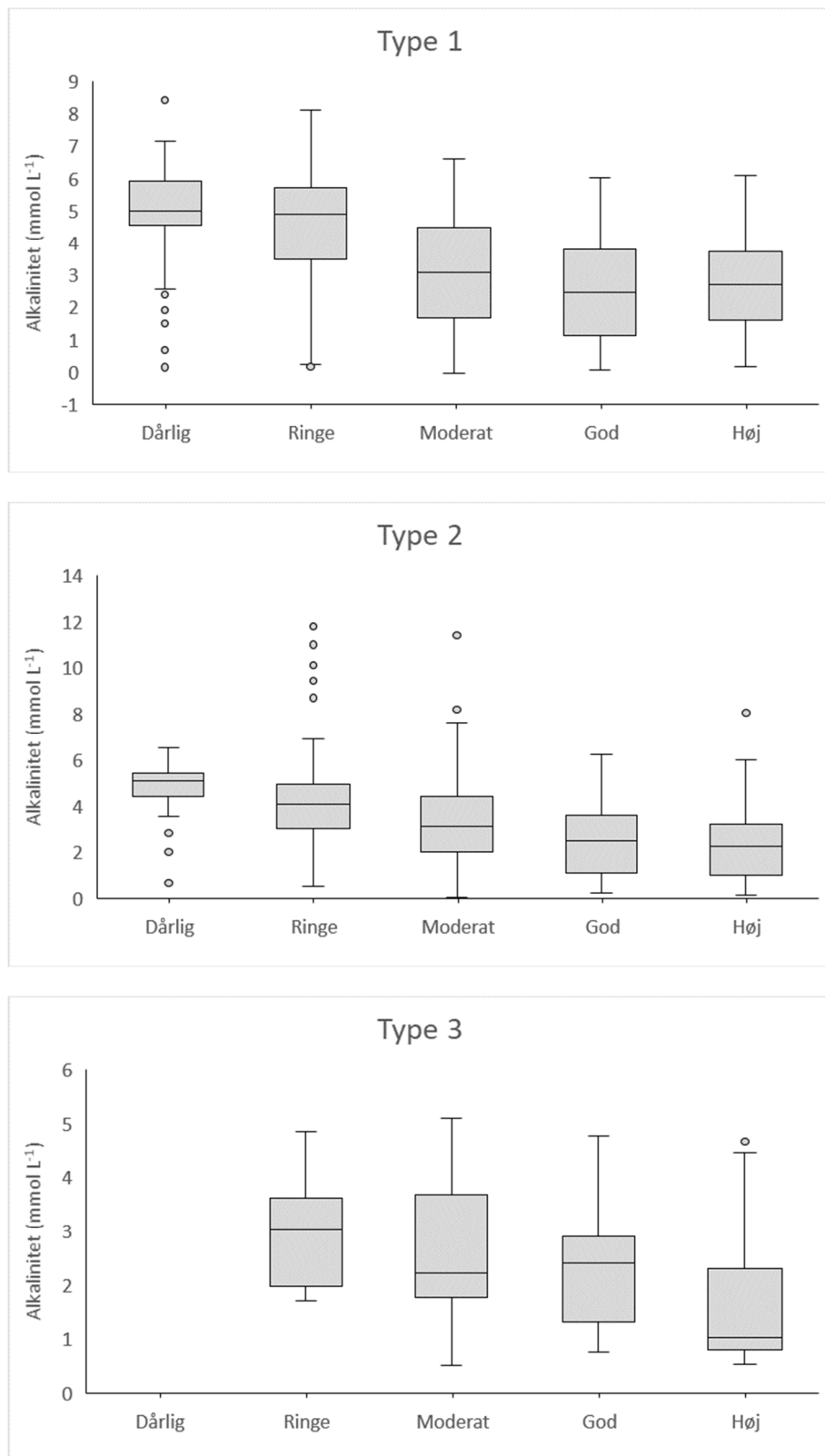


Figur X. Boxplot for oxygen indhold i tilstandsklasserne god, moderat, ringe og dårlig for DFFVa for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

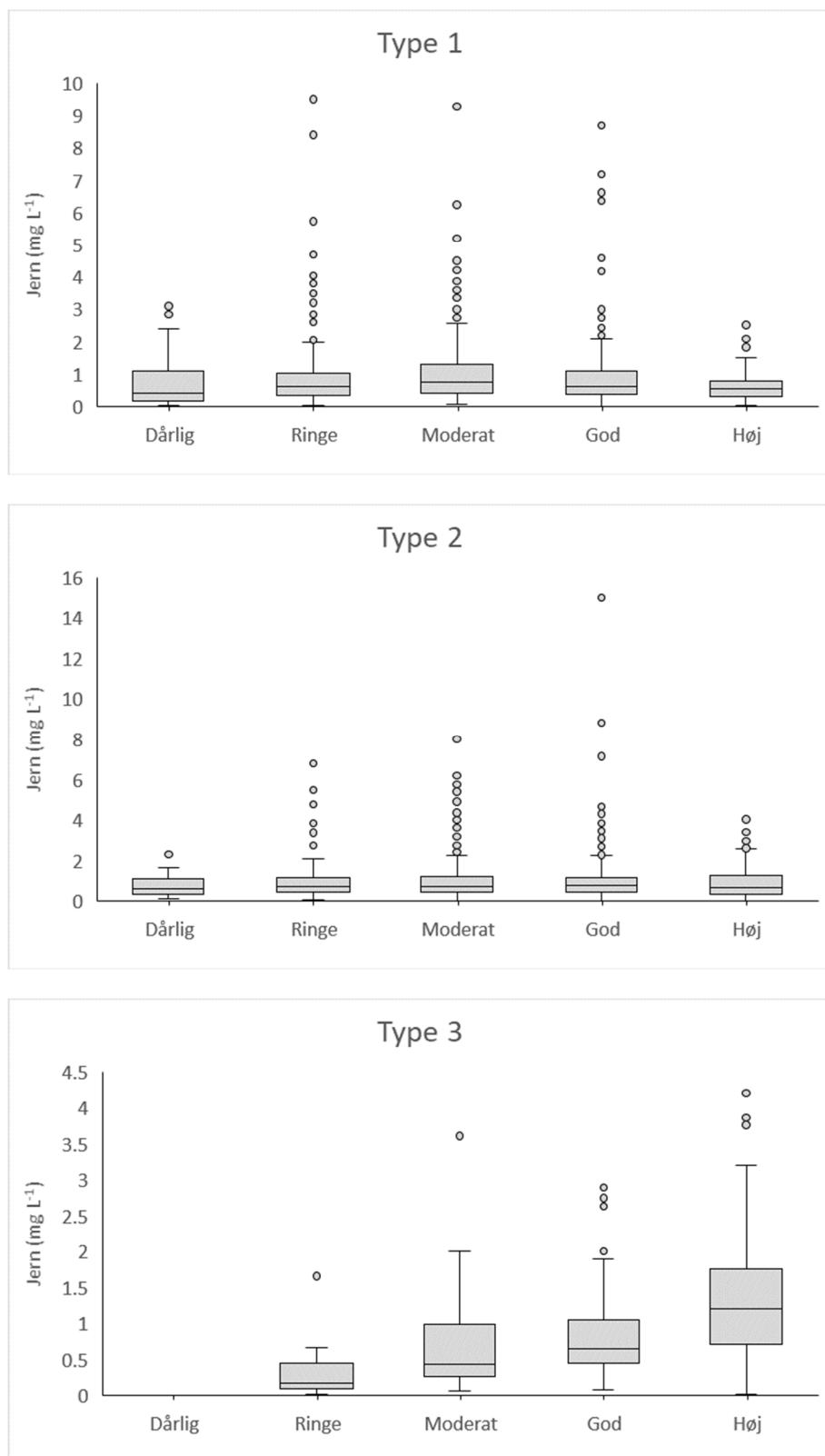


Bilag 5 Smådyr

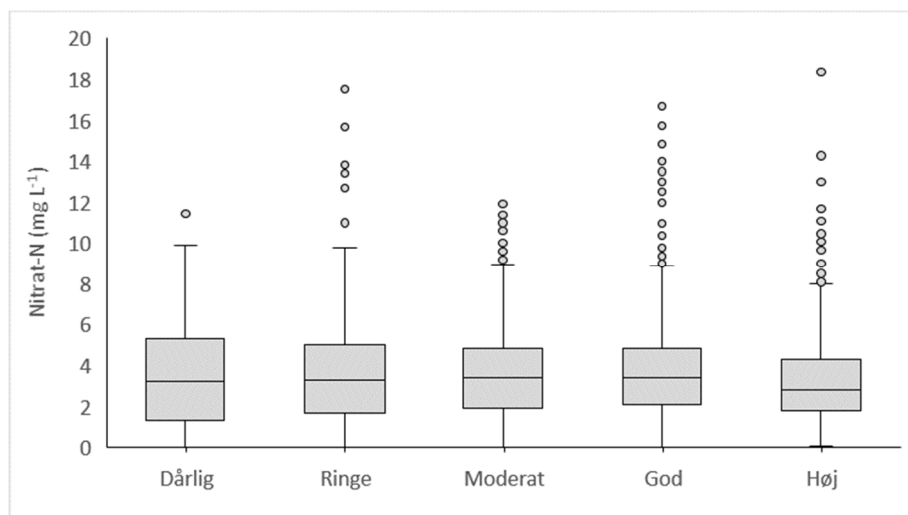
Figur I. Boxplot for alkalinitet i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.



Figur II. Boxplot for jern i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.



Figur III. Boxplot for nitrat-n i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

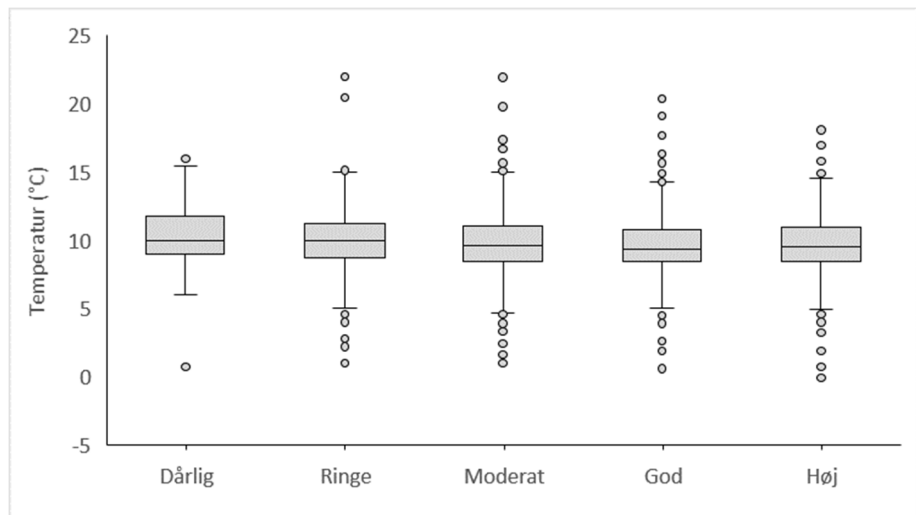


Figur IV. Boxplot for ortho-P i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.

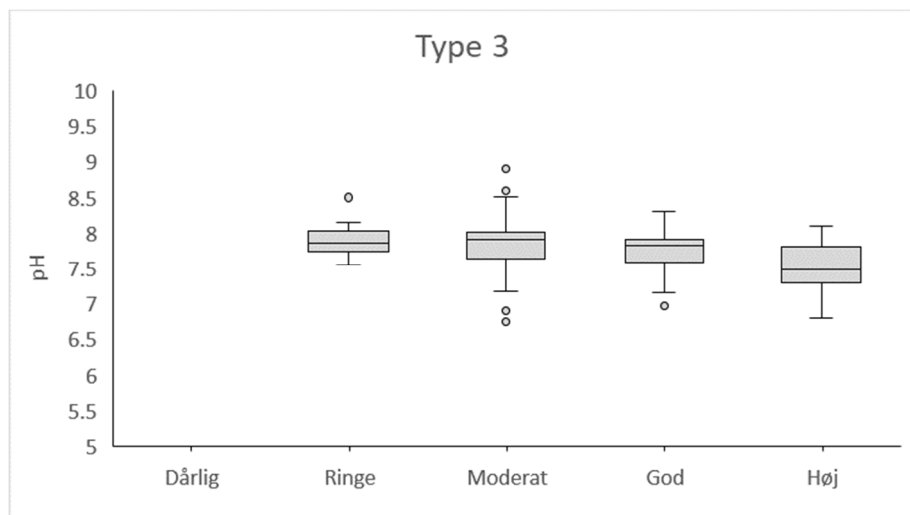
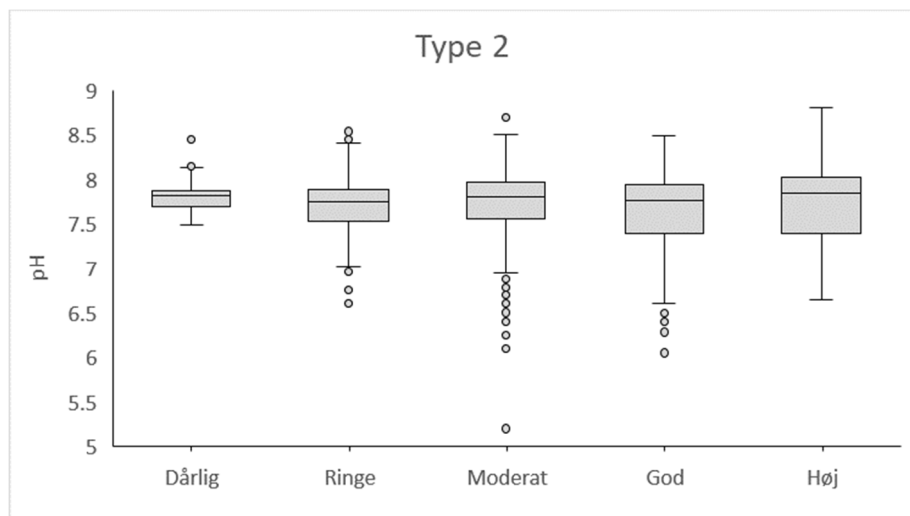
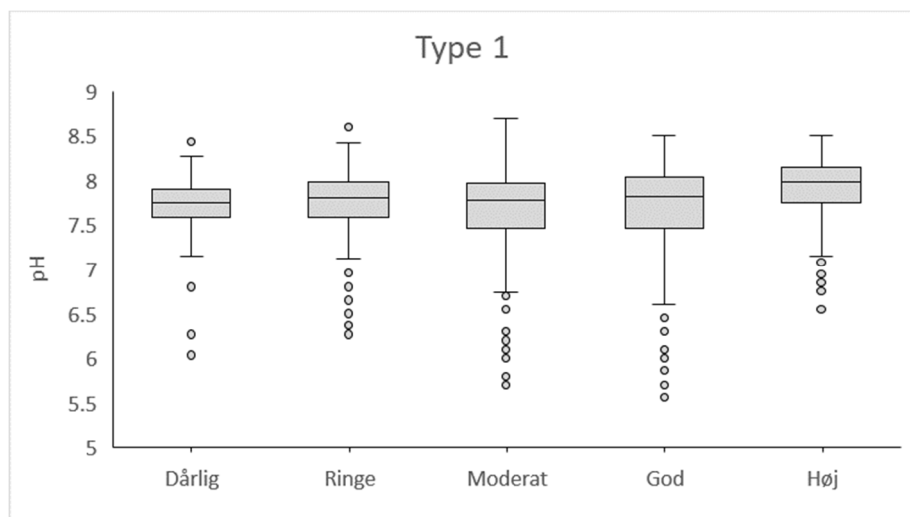




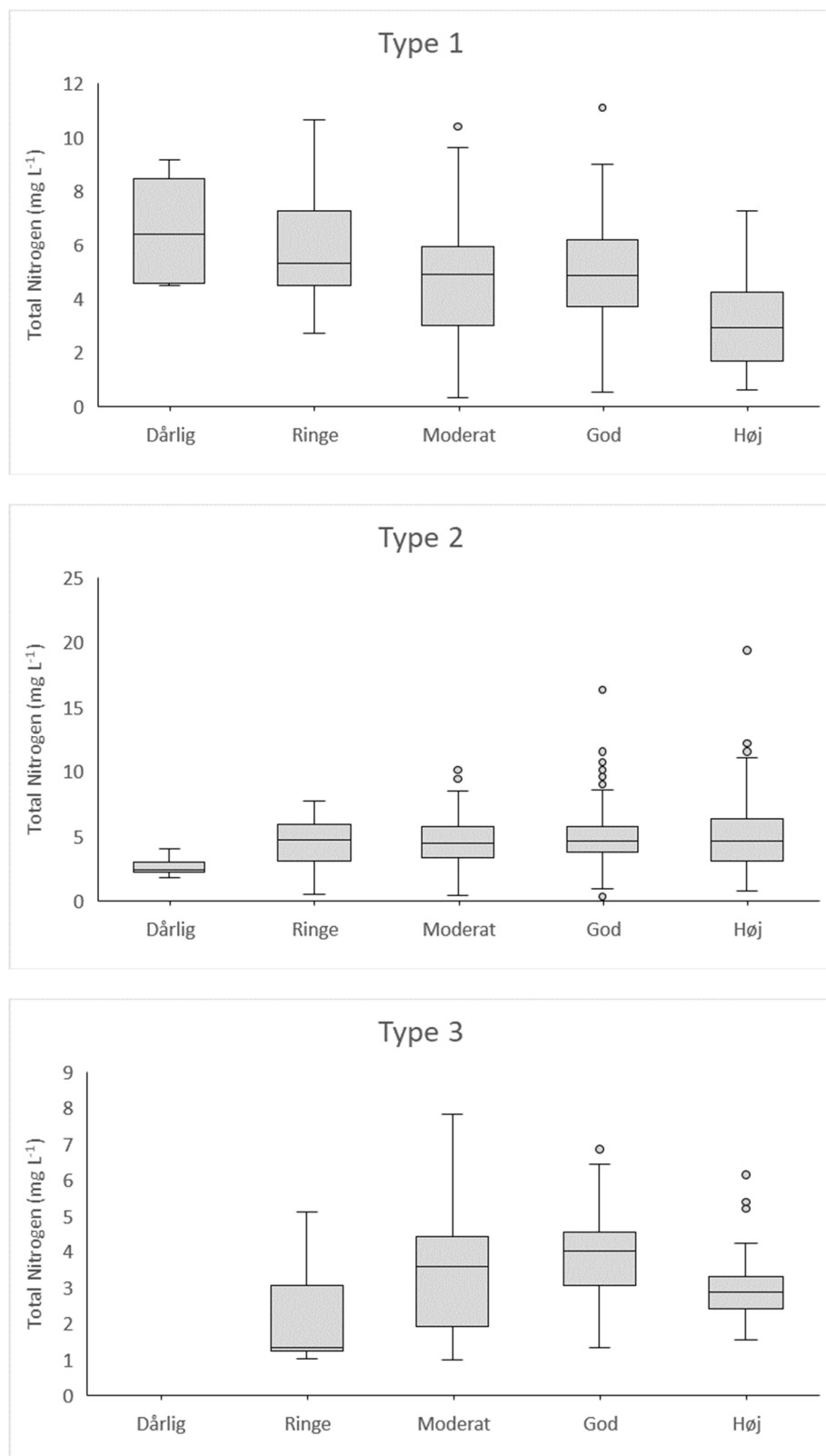
Figur V. Boxplot for temperatur i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



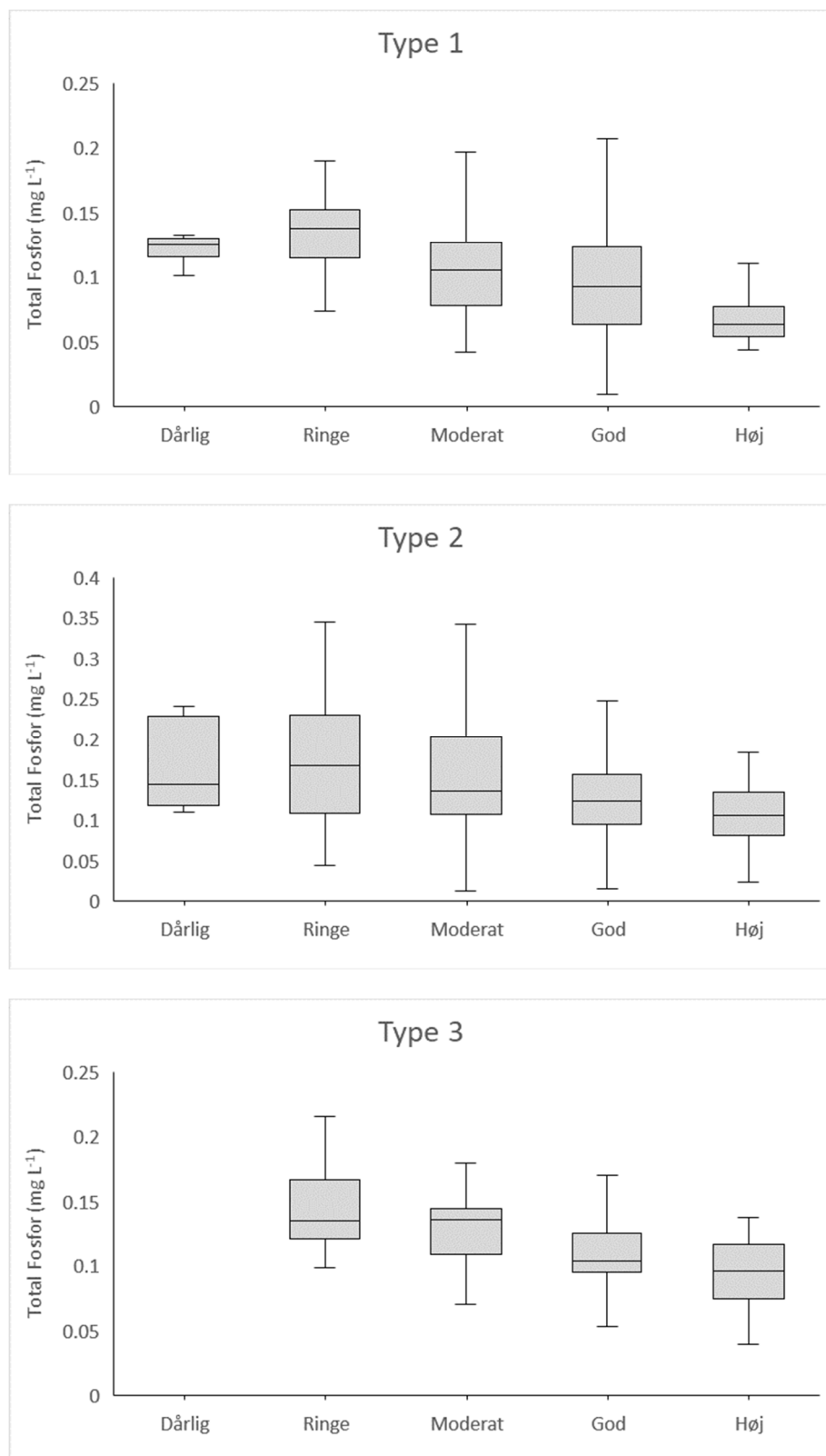
Figur VI. Boxplot for pH i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.



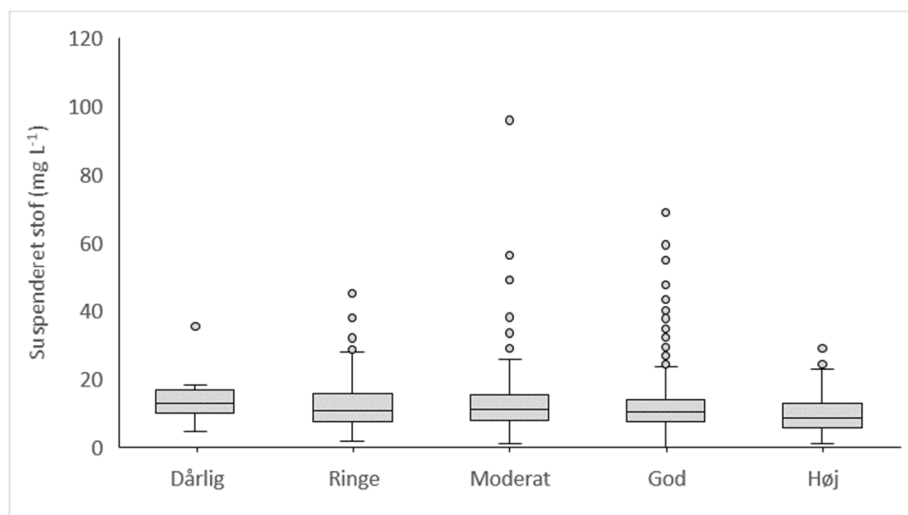
Figur VII. Boxplot for total nitrogen i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.



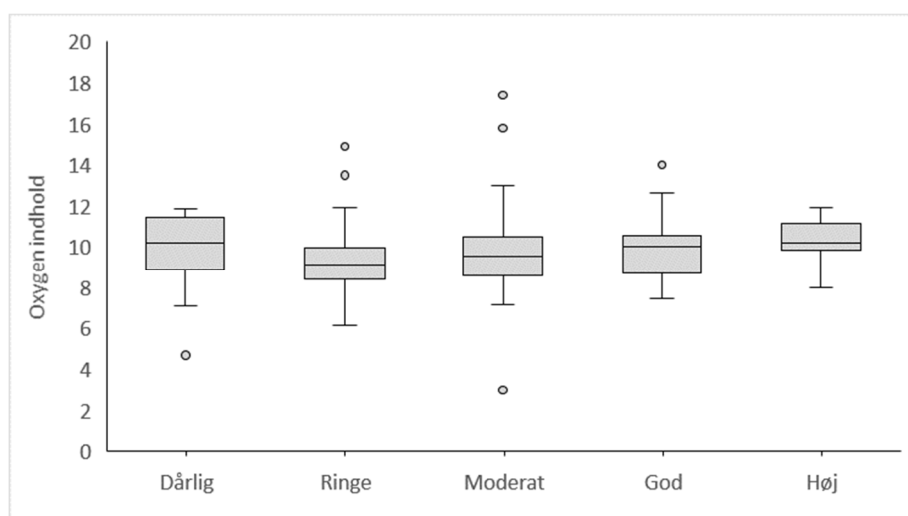
Figur VIII. Boxplot for total fosfor i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.



Figur IX. Boxplot for suspenderet stof i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

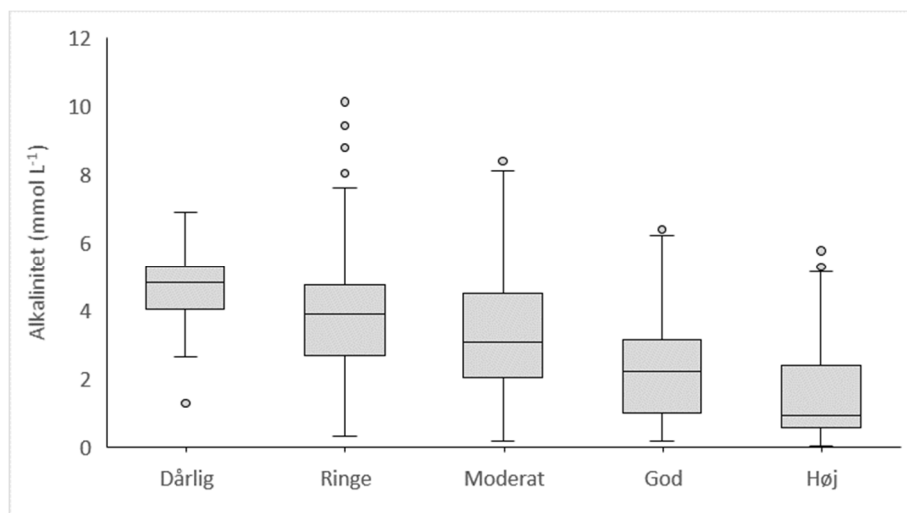


Figur X. Boxplot for oxygen indhold i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVFI for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

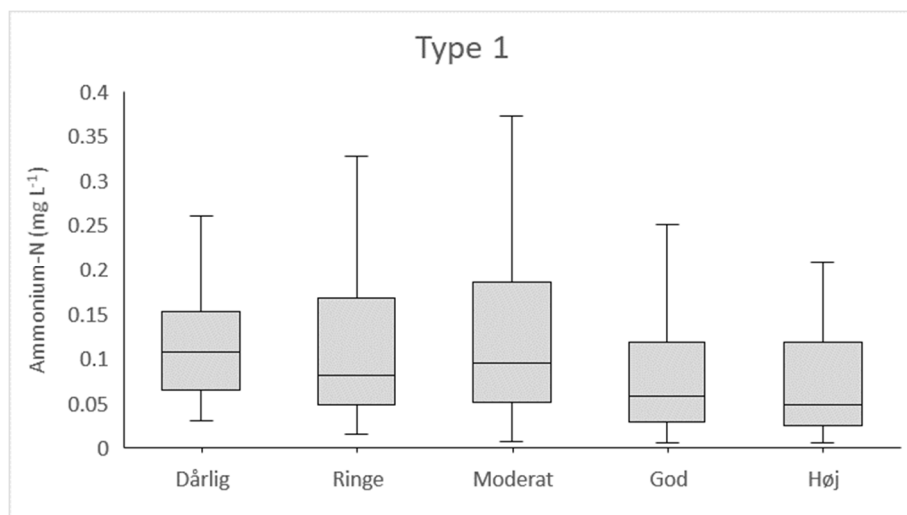


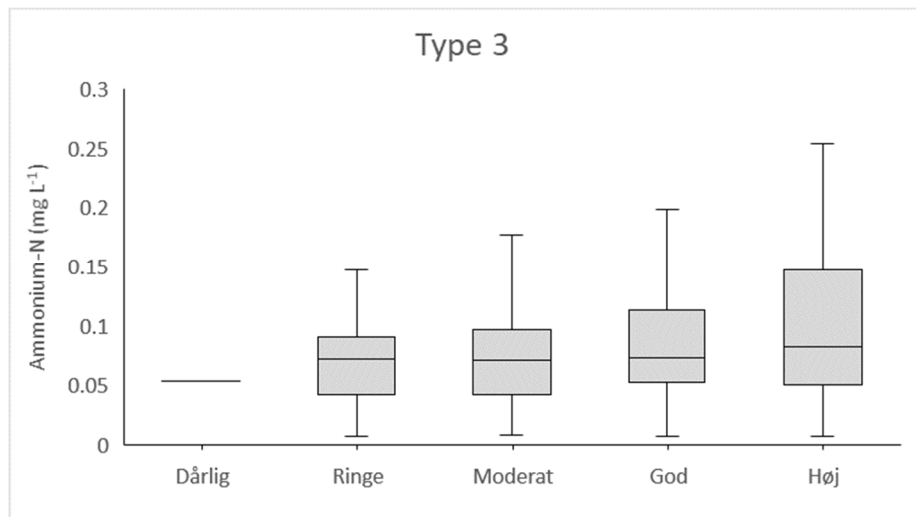
Bilag 6 Planter

Figur I. Boxplot for alkalinitet i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

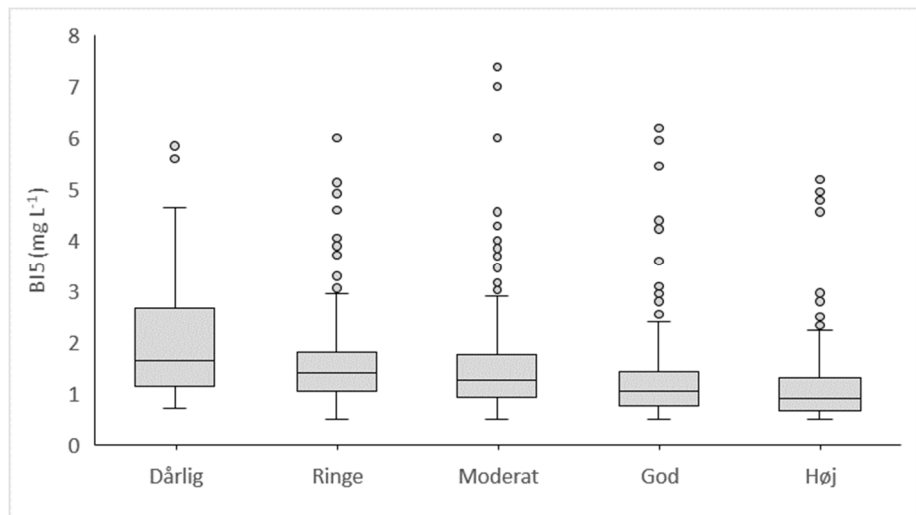


Figur II. Boxplot for ammonium-N i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI for hh. type 1, 2 og 3 vandløb. Forklaring på boxplot se figur 2.

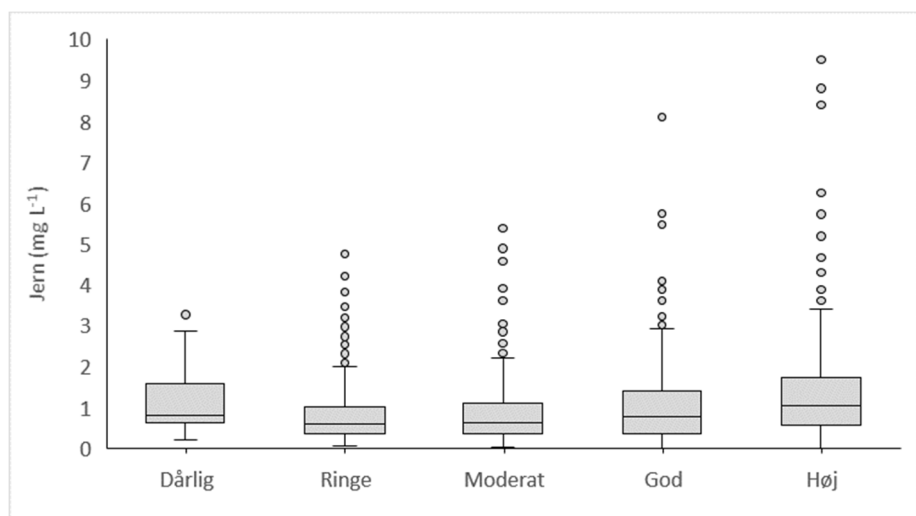




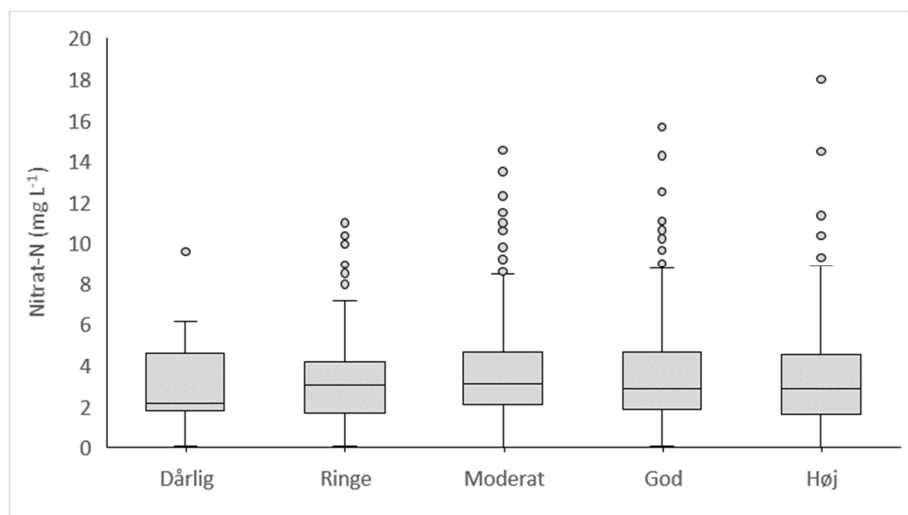
Figur III. Boxplot for BI_5 i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



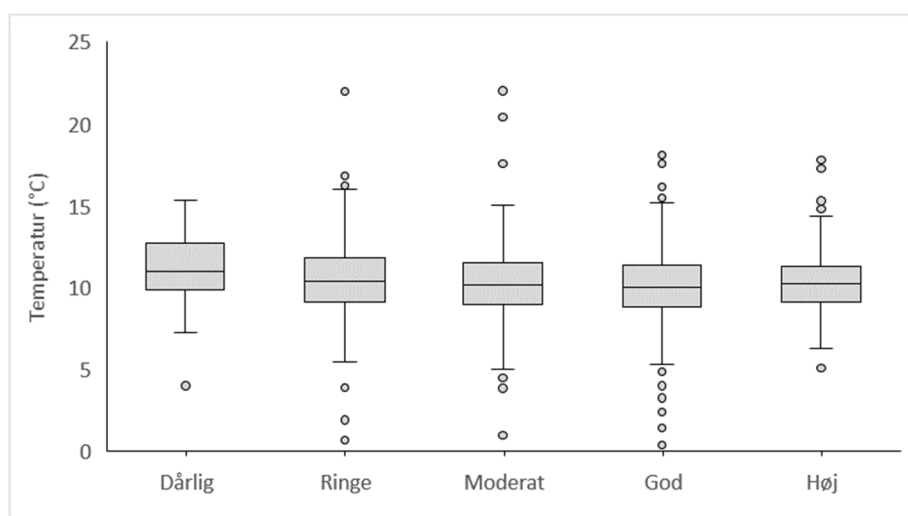
Figur IV. Boxplot for jern i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



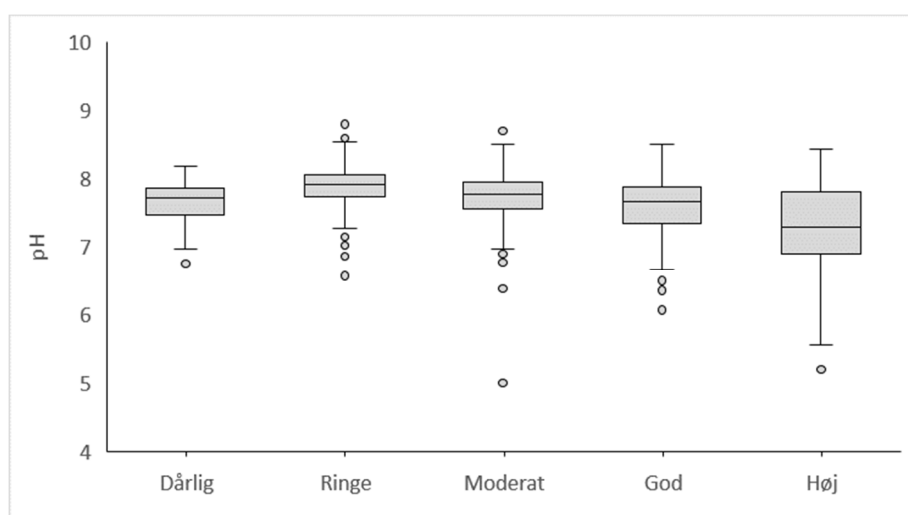
Figur V. Boxplot for nitrat-N i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



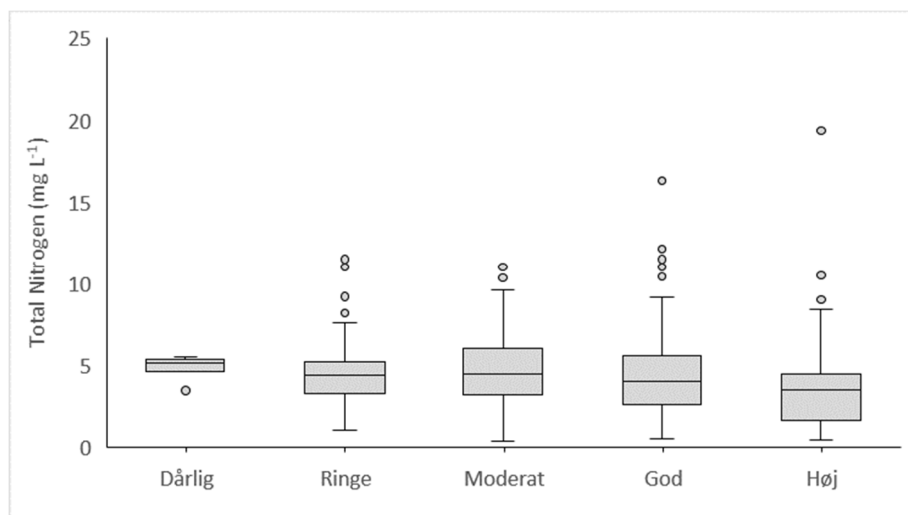
Figur VI. Boxplot for temperatur i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



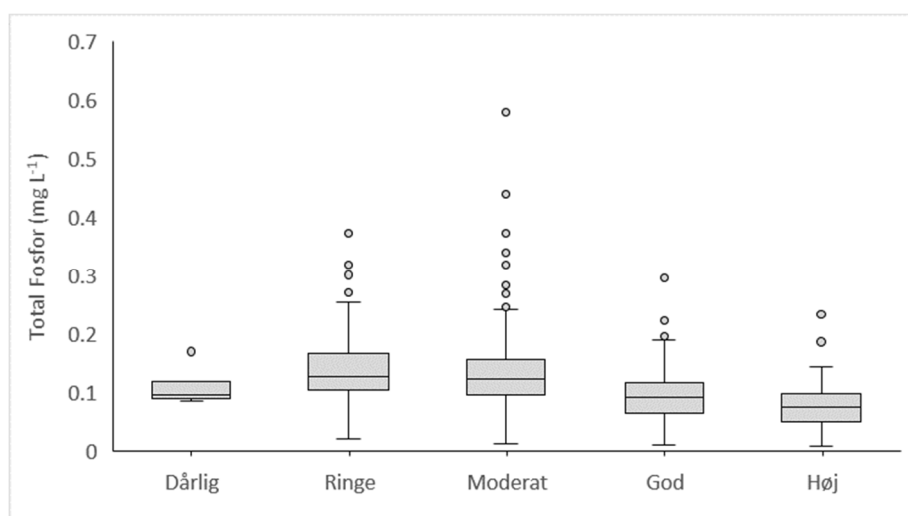
Figur VII. Boxplot for pH i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



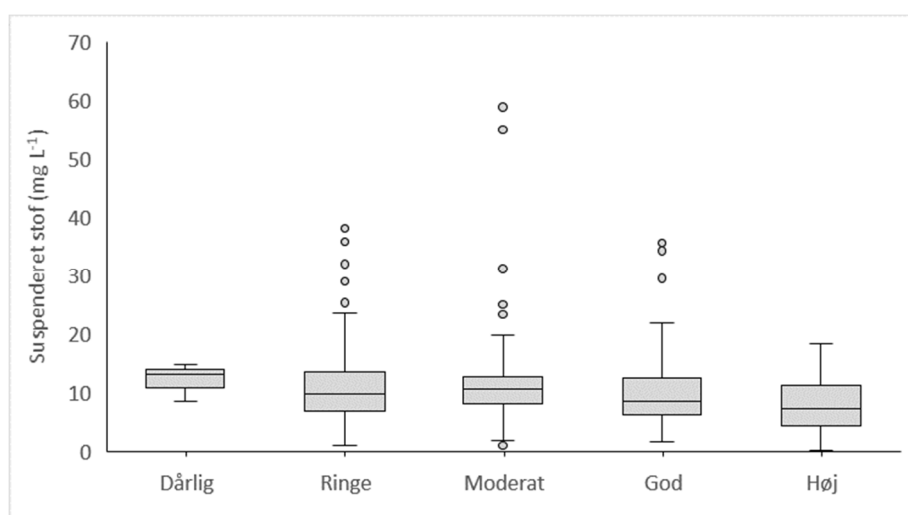
Figur VIII. Boxplot for total nitrogen i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



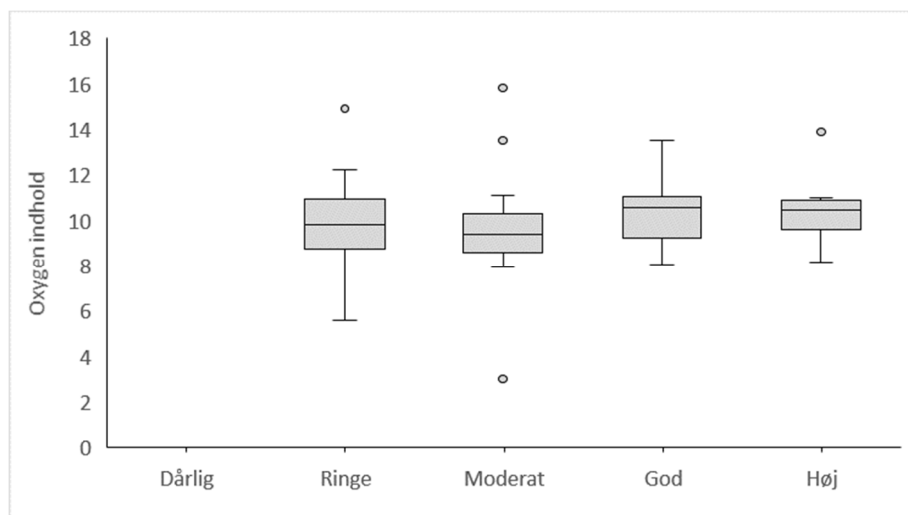
Figur IX. Boxplot for total fosfor i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



Figur X. Boxplot for suspenderet stof i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

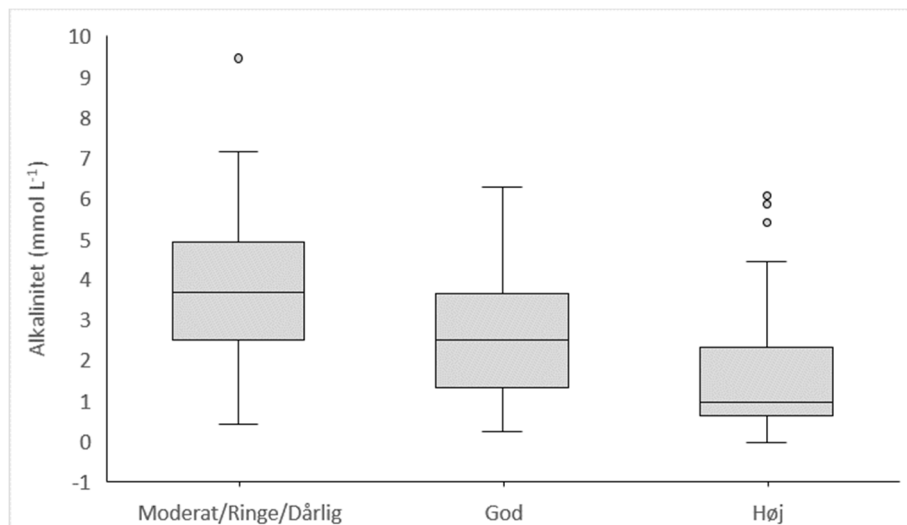


Figur XI. Boxplot for oxygen i tilstandsklasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig for DVPI alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.

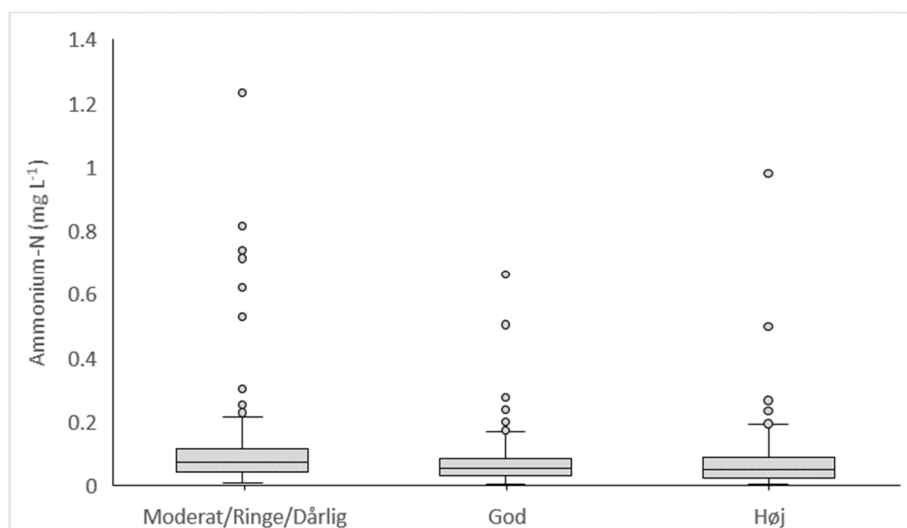


Bilag 7 Alger

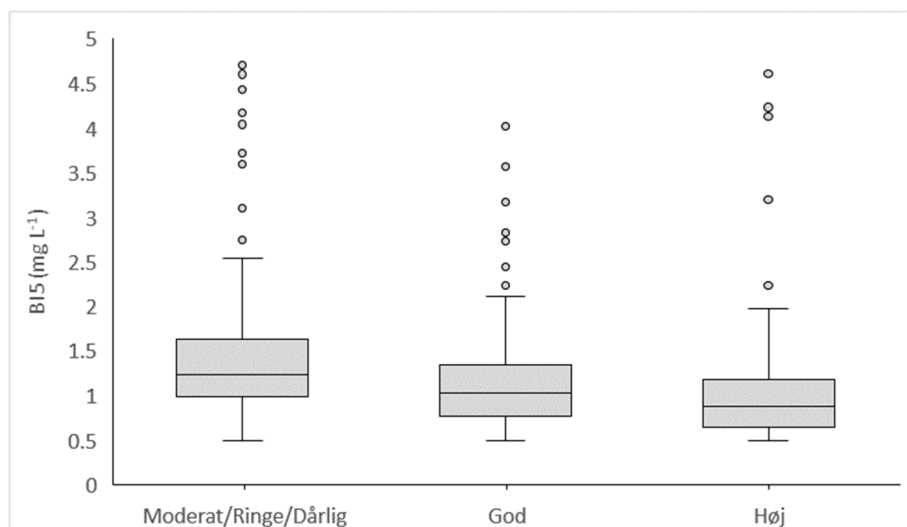
Figur I. Boxplot for alkalinitet i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



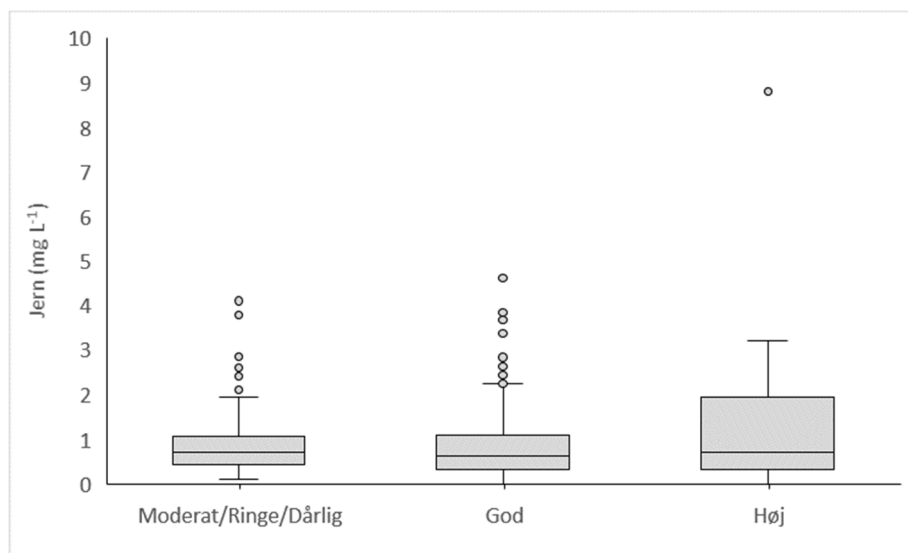
Figur II. Boxplot for ammonium-N i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



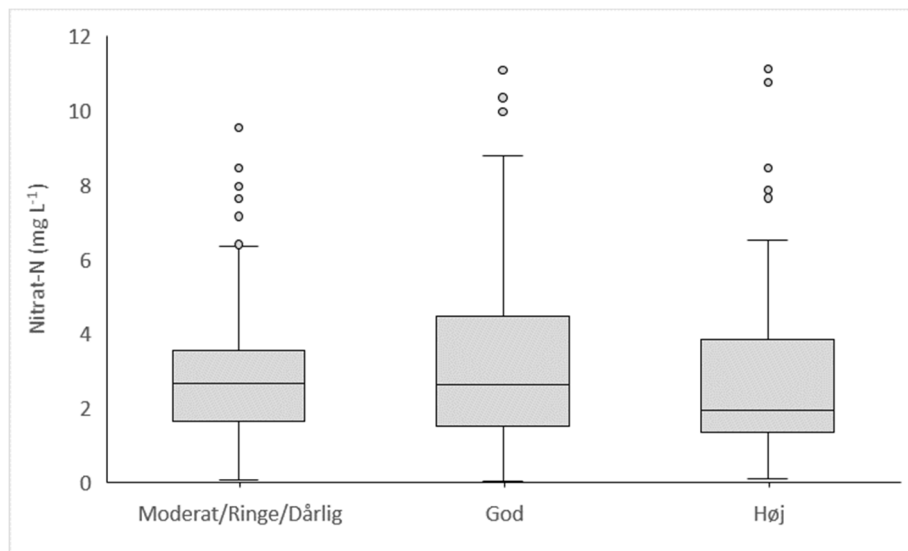
Figur III. Boxplot for BI₅ i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



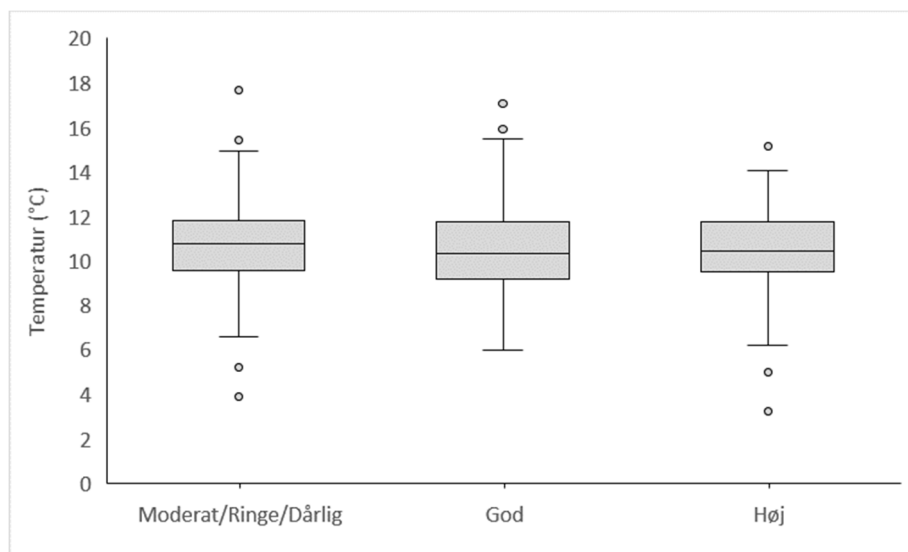
Figur IV. Boxplot for jern i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



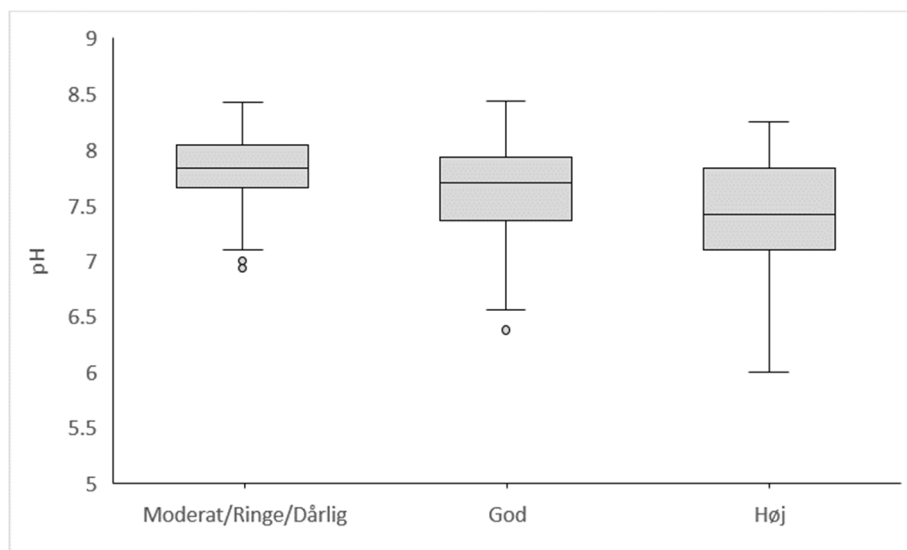
Figur V. Boxplot for nitrat-N i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



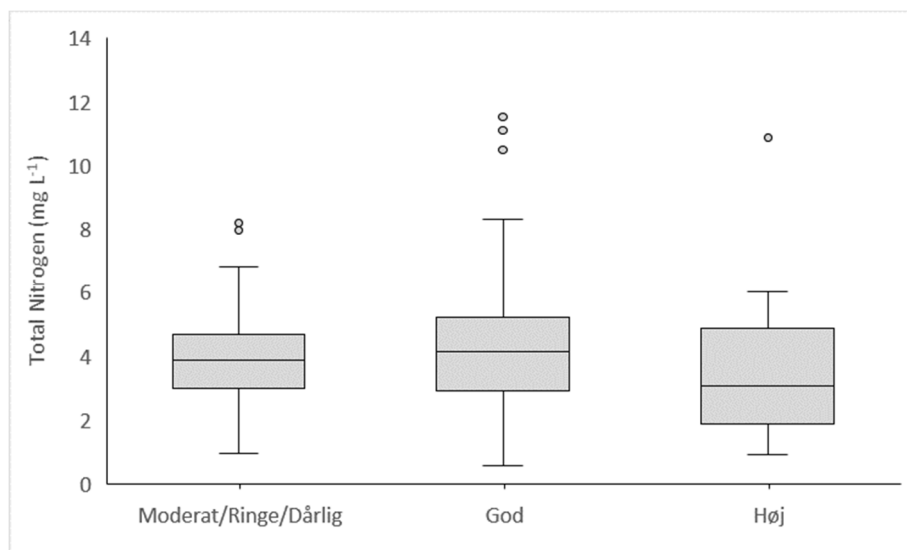
Figur VI. Boxplot for temperatur i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



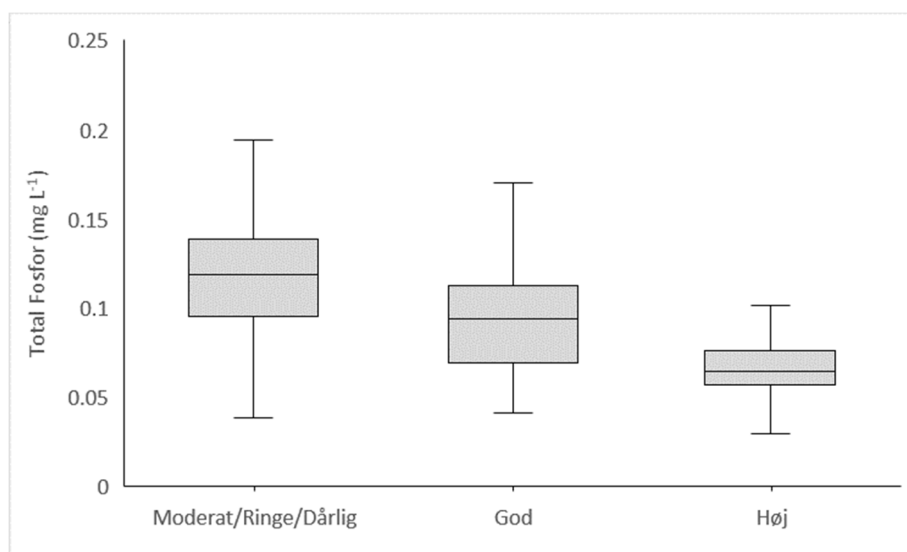
Figur VII. Boxplot for pH i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



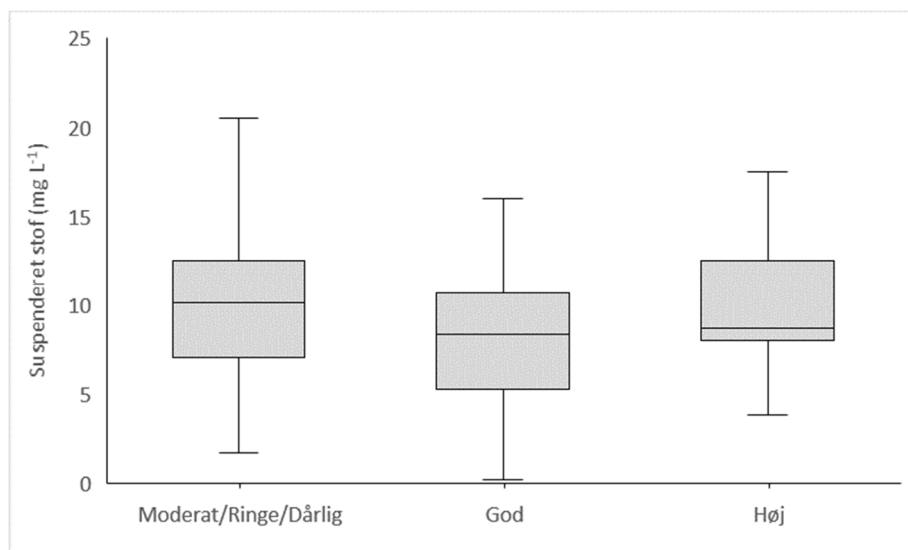
Figur VIII. Boxplot for total nitrogen i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



Figur IX. Boxplot for total fosfor i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



Figur X. Boxplot for suspenderet stof i tilstandsklasserne høj, god og moderat/ringe/dårlig for SID_TID for alle vandløbstyper. Forklaring på boxplot se figur 2.



Bilag 8 Litteraturreview

Indhold

Introduktion	57
Litteratursøgning	57
Oversigtsskema	57
Alkalinitet	58
Ammonium	58
Fosfor	59
Iltforhold	60
Jern	61
Nitrat	61
pH	61
Salinitet	62
Suspenderet stof	62
Temperatur	62
Total kvælstof (TN)	63
Koncentrationer for referencetilstand i danske vandløb	64
Konklusion	64
Referencer	64

Introduktion

Dette litteraturstudie er udført som en del af projektet 'Fysiske og kemiske kvalitetselementer og understøttelse af god økologisk tilstand i vandløb'. Projektet har til formål at fastlægge niveauer for Vandrammedirektivets fysiske og kemiske kvalitetselementer, der understøtter de biologiske kvalitetselementer: planter (DVPI), smådyr (DVFI), kiselalger (DVAI) og fisk (DFFV). Litteraturstudiet skal samle information fra nationale og internationale studier vedrørende sammenhængen imellem de biologiske og de fysiske/kemiske kvalitetselementer. På baggrund af litteraturstudiet vurderes det, hvilke fysiske/kemiske elementer der har betydning for de enkelte biologiske kvalitetselementer. Følgende 11 fysiske og kemiske kvalitetselementer er medtaget i litteraturstudiet: temperatur, iltforhold, salinitet, ammonium, nitrat, total kvælstof, fosfor, suspenderet stof, pH, jern og alkalinitet.

Litteratursøgning

Dette studie er baseret på data udgivet i videnskabelige tidsskrifter. Der er gennemgået omkring 250 udgivne artikler, som omhandlede fysiske/kemiske parametres korrelation med biologisk diversitet. Søgning af litteratur foregik hovedsageligt på Web of Science med søgeord som f.eks.:

[fys-kem parameter] effect [bio parameter] lowland streams
[fys-kem parameter] influence [bio parameter] lowland streams
[fys-kem parameter] [bio parameter] lowland streams
[fys-kem parameter] influence ecological status [streams/rivers]
physico-chemical factors influence [bio parameter] lowland streams

- bio parameter: Diatoms/phytobenthos/phytoplankton, macrophytes, fish, macroinvertebrates/invertebrates
- fys-kem parameter: Temperature, oxygen/O₂, salinity, ammonium/NH₄/NH₄⁺, nitrate/NO₃/NO₃⁻, total nitrogen/nitrogen/TN/total N, phosphorus/phosphor/total P/total phosphorus, suspended sediment/suspended material/suspended matter/sedimentation, pH, iron/Fe/metal, alkalinity

Der blev kun medtaget studier, som levede op til kriterierne:

- Studier udført in situ.
- Studier udført i vandløb, hovedsageligt europæiske eller sammenlignelige med europæiske lavlandsvandløb.
- Studier med tydeligt definerede fysiske/kemiske parametre.
- Studier med tydeligt definerede mål/indeks for biologisk diversitet; lokale indeks til mål af biologisk diversitet er ikke medtaget.

Oversigtsskema

I nedenstående skema ses en oversigt over, hvilke fysiske og kemiske elementer der påvirker de enkelte biologiske kvalitetselementer, samt antal artikler fundet.

Tabel 3.: Oversigtsskema

Fysiske/kemiske elementer	Fisk	Smådyr	Planter	Alger
Alkalinitet			✓ (4, 4)	
Ammonium		✓ (4, 4)	✓ (3, 3)	✓ (2, 2)
Fosfor		✓ (5, 7)	✓ (8, 9)	✓ (5, 8)
Iltforhold		✓ (2, 2)	✓ (1, 1)	✓ (3, 3)
Jern			✓ (1, 1)	
Nitrat	÷ (0, 2)	✓ (3, 3)	✓ (1, 2)	✓ (1, 1)
pH		✓ (4, 5)	✓ (3, 3)	✓ (3, 4)
Salinitet		✓ (1, 1)		✓ (1, 1)
Suspenderet stof		✓ (1, 1)	✓ (1, 1)	
Temperatur	✓ (12, 12)	✓ (4, 6)	✓ (3, 4)	✓ (5, 8)
Total kvælstof		✓ (1, 2)	✓ (2, 3)	✓ (2, 2)

✓ = korrelation, ÷ = ingen korrelation, blank = ingen artikler fundet. Tal med kursiv = antal fundne artikler, som viste en korrelation, sidste tal i parentes = total antal fundne artikler.

Alkalinitet

For forholdet imellem alkalinitet og planter blev der fundet fire artikler. Baattrup-Pedersen et al. (2003) fandt en korrelation på 0,321-0,465 mellem plantesamfund og alkalinitet, dog fandt de lignende korrelationer imellem andre fysiske/kemiske faktorer og plantesamfund. Et studie af Demars & Thiébaud (2008) fandt også en sammenhæng imellem planter og alkalinitet, hvor alkalinitet forklarede 5-11 % af variationen af plantearter, hvilket var blandt de tre mest forklarende fysiske/kemiske variable. I et forsøg fandt Lewin & Szoszkiewicz (2012), at alkalinitet var en af de to parametre, som var højest korreleret med udbredelsen af planter. Slutteligt fandt Riis et al. (2000), at alkalinitet havde den højeste korrelation med de undersøgte steders plantesamfund ud af de undersøgte parametre. Ud fra de fundne artikler sluttes det, at planter er korreleret med alkalinitet.

For fisk, smådyr og alger blev der ikke fundet nogen artikler, som beskrev en korrelation med alkalinitet.

Ammonium

For forholdet imellem planter og ammonium blev der fundet tre artikler. Demars & Thiébaud (2008) fandt en lav sammenhæng, som var underordnet ift. andre fysiske/kemiske variable. Ligeledes fandt Baattrup-Pedersen et al. (2003) en korrelation på 0,25-0,298 imellem ammonium og plantesamfundet på de undersøgte strækninger, hvilket var en af de laveste af de signifikante sammenhænge i studiet. I et studie af Krzysztof Szoszkiewicz et al. (2006) havde ammonium indflydelse på bl.a. dækningsgraden og antallet af amfibiske planter, antallet af free floating arter samt det overordnede antal af arter, slægter, familier og Shannon diversiteten. Dog var korrelationerne på samme niveau som for de andre undersøgte næringsstoffer. Ud fra de tre fundne studier ses det, at der er en korrelation imellem planter og ammonium.

Der blev fundet to artikler omhandlende forholdet imellem alger og ammonium. Et studie af Rimet (2009) viste, at ammonium kun havde en sekundær indflydelse på algesammensætningen ift. de andre undersøgte fysiske/kemiske parametre. De Jonge et al. (2008) fandt, at ammonium forklarede 10,6 % af

variationen i algesamfund, hvilket var den tredje højeste forklaringsprocent. Dermed ses det, at ammonium kan påvirke algesamfundet.

Omkring ammoniums korrelation med smådyr blev der fundet fire artikler. Cao et al. (1996) fandt, at ammonium havde en gennemsnitlig korrelation på -0,44 med Shannon diversitet og en korrelation på -0,30 til 0,19 med Evenness, hvilket var omtrent samme korrelationsniveau som de andre undersøgte parametre. Et studie af Menéndez et al. (2011) påviste en lineær sammenhæng med en korrelation på 0,82 imellem gns. ammonium og Shannon diversitet for smådyr. Et studie af De Jonge et al. (2008) viste, at ammonium havde en korrelation med både smådyrsdiversitet (-0,62) og Evenness (-0,56), men ingen korrelation med antal taxa. Disse korrelationsniveauer var dog på linje med de andre undersøgte fysiske/kemiske parametre. Rico et al. (2016) fandt en signifikant korrelation med en forklaringsprocent på -0,89 imellem ammonium og total abundans af smådyr, mens de ikke fandt en signifikant korrelation imellem ammonium og taxarigdom og Shannon diversitet. Dermed viser de fundne studier, at der kan være en korrelation imellem ammonium og smådyr.

Der blev ikke fundet nogen artikler om korrelationer imellem ammonium og fisk.

Fosfor

Der blev fundet ni artikler, som beskrev korrelationen imellem fosfor og planter. Johnson & Almlöf (2016) fandt, at TP ikke havde en signifikant korrelation med sammensætningen af planter eller plante traits. Dog fandt de heller ikke signifikante sammenhænge imellem de resterende parametre og planter. Et andet studie fandt en lav sammenhæng, som var underordnet ift. andre fysiske/kemiske variable (Demars & Thiébaud, 2008). Clarke & Wharton (2001) viste, at flere forskellige plantearter kunne leve med et stort spænd af TP koncentrationer, mens intervallet for uorganisk P var lidt lavere, og intervallet for TN var endnu lavere og dermed mere bestemmende end TP. Szoszkiewicz et al. (2006) fandt kun en signifikant sammenhæng imellem TP og free floating planter, mens andre undersøgte næringsstoffer korrelerede med flere plantetyper og diversitetsmål. Baattrup-Pedersen et al. (2003) fandt en korrelation på ca. $\pm 0,31$ imellem ortho-P og plantesamfundet på de undersøgte strækninger, hvilket var på samme niveau som de fleste andre signifikante sammenhænge i studiet. Et studie af Steffen et al. (2014) viste korrelation imellem forventet tilstedeværelse af plantearter og mængden af tilgængeligt fosfor i sedimentet, dog var det meget forskelligt arterne imellem, om de responderede negativt eller positivt. O'Hare et al. (2010) fandt i et studie, at opløseligt fosfor og TP viste en korrelation på hhv. 0,71 og 0,62. Der blev fundet en negativ korrelation imellem TP og artsrigdom i et studie af Szoszkiewicz et al. (2014). Under arbejdet med fastsættelse af grænseværdier i England og Wales blev der fundet en sammenhæng imellem makrofytsamfund og eutrofiering, hovedsageligt styret af opløst fosfor (Department for Environment, 2014). Baseret på de ni fundne studier ses det, at der er stor variation i korrelationen imellem fosfor og planter.

Angående korrelationen imellem fosfor og alger blev der fundet otte artikler. Ved fastsættelse af grænseværdier gældende i England og Wales blev der påvist en sammenhæng imellem algesamfund og eutrofiering (hovedsageligt fosfor) (Department for Environment, 2014). De Jonge et al. (2008) fandt en korrelation (-0,73) imellem antal algearter og fosfor som den eneste af de undersøgte fysiske/kemiske parametre. Et forsøg af Johnson & Angeler (2014) viste, at både alge-artsrigdom og -abundans var korreleret med TP. Tang et

al. (2013) fandt, at ortho-P forklarede 6 % af variationen i algesammensætningen. Et forsøg af Bowes et al. (2012) viste, at fosfor ikke var den mest betydende faktor, om end fosforniveauet havde en betydning for størrelsen af opblomstringer. Ligeledes fandt Johnson & Almlöf (2016), at algesamfund ikke var signifikant korreleret med TP. Rimet (2009) fandt, at TP kun havde en sekundær betydning for sammensætningen af alger. Et forsøg af Scanlan et al. (2015) viste desuden, at der både var arter, som var sensitive og tolerante overfor TP, hvorfor nogle arter viste en korrelation med TP, og andre ikke gjorde. Der er dermed flest studier, som viser, at fosfor ikke er den mest forklarende faktor for sammensætningen af alger, men der kan findes en korrelation.

Der blev fundet syv artikler omhandlende korrelation imellem fosfor og smådyr. Camargo et al. (2004) fandt en korrelation imellem ortho-P og total diversitet, total rigidom og Shannon diversitet (Pearson's korrelation hhv. 0.63, -0.85, -0.89). Et studie af Rico et al. (2016) fandt en signifikant korrelation imellem TP og Shannon diversitet, men ingen signifikant korrelation imellem TP og fosfat og total abundans af smådyr og taxa-rigidom. Višinskiene & Bernotiene (2012) fandt en korrelation imellem antal EPT-taxa og koncentrationen af fosfat. I et studie af De Jonge et al. (2008) forklarede fosfat 11,6 % af sammensætningen af smådyr, hvilket var højere end for de fleste andre undersøgte parametre. Under udarbejdelse af grænseværdier i Englang og Wales blev der fundet en korrelation imellem bundlevende smådyr og eutrofiering, hovedsageligt bestemt af fosfor (Department for Environment, 2014). Der blev ikke fundet nogen signifikant korrelation imellem TP og smådyr i et studie udført af Johnson & Almlöf (2016), mens der i et studie af Parr & Mason (2003) blev fundet ingen eller en meget lille korrelation med en maksimal forklaringsprocent på 3 %. Fosfor kan altså være betydende for smådyr.

Der blev ikke fundet nogen studier om forholdet imellem fisk og fosfor.

Iltforhold

Om korrelationen imellem iltforhold og planter blev der fundet én artikel af Körs et al. (2012). De fandt, at ilt og iltmætning var blandt de vigtigste parametre, der forklarede fordelingen af plantearter.

Der blev fundet tre artikler omhandlende korrelationen imellem iltforhold og alger. Stenger-Kovács et al. (2013) fandt, at opløst ilt var en af de vigtigste forklarende variable for artsdiversiteten af alger. Ligeledes fandt Piirsoo et al. (2007), at ilt var en ud af fire faktorer, som forklarede algesammensætningen. Et studie af Rimet (2009) viste, at opløst ilt var en sekundær forklarende variabel for algesammensætningen. Ud fra de fundne artikler ses det, at iltforhold har en korrelation med alger.

Der blev fundet to artikler omhandlende korrelationen imellem ilt og smådyr. Rico et al. (2016) fandt en signifikant korrelation imellem opløst ilt og taxa-rigidom med en forklaringsprocent på -0,35, hvilket var på niveau med flere af de andre faktoreres forklaringsprocent. Dog fandt de ingen signifikant korrelation imellem opløst ilt og total abundans af smådyr og Shannon diversitet. I et studie af Višinskiene & Bernotiene (2012) blev der fundet en signifikant korrelation imellem antal EPT-taxa og iltmætning samt koncentrationen af opløst ilt. Baseret på de fundne artikler kan der være en korrelation imellem iltforhold og smådyr.

Der blev ikke fundet nogen artikler omhandlende iltforholds korrelation med fisk, blandt andet på grund af kravet om en relation til diversitet eller et vel-defineret indeks.

Jern

Der var én artikel omhandlende korrelationen imellem jern og planter, og den viste en korrelation imellem jern og planter, som dog ikke var blandt de højeste korrelationer i studiet (Baattrup-Pedersen et al., 2003).

Der blev ikke fundet nogen artikler om korrelation imellem jern og alger, fisk og smådyr.

Nitrat

Der blev fundet to artikler for sammenhængen imellem nitrat og planter. Den ene artikel af Demars & Edwards (2009) viste næsten ingen korrelation imellem nitrat og plantetilstedeværelse. Ligeledes fandt Krzysztof Szoszkiewicz et al. (2006), at nitrat ikke var en vigtig forklarende variabel i ft. plantesammensætningen. Ud fra de fundne artikler anses planter altså ikke for at have en vigtig korrelation med nitrat.

Angående korrelationen imellem nitrat og alger blev der fundet én artikel. Studiet fandt, at abundansen af alger var korreleret med nitratkoncentrationen i sediment og vand (Werner & Köhler, 2005).

Korrelationen imellem nitrat og fisk er beskrevet i to fundne artikler. Camargo & Alonso (2006) fandt, at der kunne være en indirekte effekt af nitrat på fisk igennem opblomstring af giftige alger. Endvidere fandt Walters et al. (2009), at fisk ikke var korreleret med nitrat. Baseret på de fundne artikler ses det, at fisk ikke viser en nævneværdig korrelation med nitrat.

Tre artikler blev fundet omhandlende korrelationen imellem nitrat og smådyr. Coimbra et al. (1996) fandt, at nitrat var en af de mest forklarende parametre for fordelingen af smådyr med en årsgennemsnitlig forklaringsprocent på 0,57. Ligeledes fandt Rico et al. (2016), at nitrat var blandt de parametre, som havde den højeste forklaringsprocent for smådyrssamfundet. I et studie af De Jonge et al. (2008) forekom en korrelation for nitrat og smådyrsdiversitet og Evenness på hhv. -0,72 og -0,54. Dermed viser de fundne artikler en korrelation for nitrat og smådyr.

pH

Omkring korrelationen imellem pH og planter blev der fundet tre artikler. Et studie af Baattrup-Pedersen et al. (2003) viste, at pH havde en korrelation med planter på gns. 0,41, hvilket var på samme niveau som de fleste andre undersøgte parametre. Steffen et al. (2014) fandt, at der var en korrelation imellem pH og den forudsagte sandsynlighed for plantearters forekomst. I et studie af Demars & Thiébaud (2008) var pH den mest forklarende parameter (12 %) for variationen i sammensætning af arter. Baseret på de fundne artikler konkluderes det altså, at planter er korreleret med pH.

Der blev fundet fire artikler omhandlende korrelationen imellem pH og alger. Et studie af Licursi & Gómez (2002) fandt ingen signifikant korrelation imellem pH og alger, mens Rimet (2009) fandt, at pH var en af de vigtigste forklarende parametre for algesammensætningen. Ligeledes fandt Soininen et al.

(2016) og Tang et al. (2013), at pH havde en af de stærkeste korrelationer med artssammensætningen af alger. Dermed er der flest af de fundene studier, der viser en korrelation imellem pH og alger.

Fem artikler blev fundet angående korrelationen imellem pH og smådyr. Feeley & Kelly-Quinn (2014) fandt, at pH i interaktion med andre parametre kunne påvirke smådyrssamfundet. Et studie af Petrin et al. (2007) viste, at pH sjældent havde en signifikant korrelation med smådyr generelt, kun enkelte slægter viste en korrelation, mens et andet studie viste, at pH havde en signifikant korrelation med densiteten af smådyr, men ikke med abundansen af smådyr (Petrin et al., 2008). Ligeledes fandt Rico et al. (2016), at der var en signifikant korrelation imellem pH og taxarigdom, men ikke for pH og total abundans af smådyr og Shannon diversitet. I et studie af Usseglio-Polatera & Beisel (2002) var pH blandt de faktorer, som påvirkede fordelingen af smådyrsarter. Ud fra de fundne artikler kan en korrelation imellem pH og smådyr derfor ikke udelukkes.

Der blev ikke fundet nogen artikler om korrelation imellem pH og fisk.

Salinitet

Der blev fundet ét studie omhandlende korrelationen imellem salinitet og alger. Dette studie fandt en signifikant korrelation imellem salinitet og algesamfundet (Schröder et al., 2015).

Et enkelt studie blev fundet omhandlende korrelation imellem salinitet og smådyr. Her sås en indikation på, at salinitet var den mest forklarende parameter for smådyrssammensætningen (Szöcs et al., 2014).

Der blev ikke fundet nogen artikler om korrelationen imellem salinitet og planter og fisk.

Suspenderet stof

Om korrelationen imellem suspenderet stof og planter blev der fundet én artikel, som viste, at planters tilstedeværelse kan blive påvirket af suspenderet stof (Brookes, 1986).

Der blev fundet én artikel omhandlende korrelationen imellem suspenderet stof og smådyr. Rico et al. (2016) fandt en signifikant korrelation imellem suspenderet stof og total abundans samt taxarigdom af smådyr, dog fandt de ikke en signifikant korrelation med Shannon diversitet.

Der blev ikke fundet nogen artikler omhandlende korrelationen imellem suspenderet stof og alger og fisk.

Temperatur

Der blev fundet fire artikler om korrelationen imellem temperatur og planter. Johnson & Almlöf (2016) fandt ikke en signifikant sammenhæng imellem temperatur og planter. Til gengæld fandt Baattrup-Pedersen et al. (2003) en signifikant korrelation på gennemsnitligt 0,44, hvilket var blandt de højeste korrelationer for fysiske/kemiske parametre i studiet. Kōrs et al. (2012) og Manolaki & Papastergiadou (2016) fandt også, at temperatur var en af de vigtigste forklarende parametre for fordelingen af planter. De fleste af de fundne studier viste dermed en korrelation for temperatur og planter.

Otte artikler blev fundet omkring korrelationen imellem temperatur og alger. Studier af Johnson & Almlöf (2016), Soininen et al. (2016) og Scanlan et al. (2015) fandt ikke en signifikant korrelation imellem temperatur og alger. I et studie af Stenger-Kovács et al. (2013) var der en signifikant korrelation imellem temperatur og artsdiversitet for alger, og Tang et al. (2013) fandt, at temperatur forklarede 3 % af variationen i algesamfund. Piirsoo et al. (2007), Vasiljević et al. (2017) og Toman et al. (2014) fandt, at temperatur var blandt de mest beskrivende parametre for fordelingen af algearter. Dermed fandt de fleste af de fundne studier en korrelation imellem temperatur og alger.

Der blev fundet 12 studier, som beskrev korrelationen imellem temperatur og fisk. Alexandre et al. (2015), Ohlberger et al. (2013) og Carmona-Catot et al. (2014) fandt, at temperatur havde en indvirkning på fisks vækst. Et studie af Conti et al. (2015) fandt, at temperatur i interaktion med andre parametre påvirkede artsantal, mens et andet studie viste, at temperatur var korreleret med mængden af kommercielt fangede fisk (Smederevac-Lalić et al., 2017). Seks artikel fandt en korrelation imellem temperatur og fisk (Bowler et al., 2017; Daufresne et al., 2003; Griffiths et al., 2014; Kovach et al., 2016; Kuczynski et al., 2017; Mantyka-Pringle et al., 2014). I et studie af Kalogianni et al. (2017) var temperatur ikke blandt de vigtigste forklarende parametre for fisk. Baseret på de fundne artikler er temperatur og fisk korreleret.

For korrelationen imellem smådyr og temperatur blev der fundet seks artikler. Johnson & Almlöf (2016) og Rico et al. (2016) fandt ikke en signifikant korrelation imellem temperatur og smådyr. Tre andre studier fandt derimod en signifikant korrelation for temperatur og smådyr (Bowler et al., 2017; Daufresne et al., 2003), hvor et af studierne viste, at temperatur forklarede 18 % af artsvariationen (Dohet et al., 2015). Derudover fandt Višinskiene & Bernotiene (2012), at temperatur var den af de undersøgte parametre, som påvirkede flest smådyrstaxa (11 ud af 39). Dermed ses det, at temperatur og smådyr kan være korrelerede.

Total kvælstof (TN)

Der blev fundet tre artikler om korrelation imellem TN og planter. Et studie af Szoszkiewicz et al. (2002) viste, at TN var korreleret med fordelingen af planter. Clarke & Wharton (2001) fandt, at TN-intervallet for de undersøgte plantearter var lille, mens intervallet for TP var meget større og dermed mindre betydende end TN. Johnson & Almlöf (2016) fandt ikke en signifikant korrelation for planter og TN. De fundne artikler viser dermed ikke en entydig korrelation imellem TN og planter, men en korrelation kan ikke afvises.

Af artikler omhandlende korrelation imellem TN og alger blev to fundet. Begge artikler fandt en signifikant korrelation imellem TN og algesammensætning (Johnson & Almlöf, 2016; Scanlan et al., 2015).

Der blev fundet to artikel om korrelation imellem TN og smådyr. Et studie af Johnson & Almlöf (2016) viste ikke en signifikant korrelation. Rico et al. (2016) fandt en signifikant korrelation imellem TN og total abundans af smådyr, som dog var i den lave ende i forhold til de andre testede parametre. Derudover fandt de ikke en signifikant korrelation imellem TN og taxa-rigdom samt Shannon diversitet. Dermed kan der være en korrelation imellem TN og smådyr, om end den i de fundne studier er lav eller ikke fundet.

Der blev ikke fundet nogen artikler om korrelationen imellem TN og fisk.

Koncentrationer for referencetilstand i danske vandløb

DCE/DMU har tidligere beregnet koncentrationer, som findes for fysiske og kemiske støtteparametre i vandløb i referencetilstand. Beregningerne er lavet ud fra et varierende antal vandløbsstrækninger, som har skov- og naturopland. Koncentrationen for referencetilstand er lavere end koncentrationen for høj økologisk tilstand, men forskellen på de to kan variere meget afhængigt af det pågældende stof. Referencetilstandskoncentrationerne er baseret på hh. 7 og 15 vandløb og ses i tabel 2 (Baattrup-Pedersen et al., 2004; Bøgestrand, 1999).

Tabel 2. Referencetilstande for danske vandløb tidligere sat af DCE/DMU

Parameter	DCE faglig rapport nr. 499*	DMU faglig rapport nr. 292**
Alkalinitet	-	2,1 (0,6-4,9)
Ammonium-N mg N/l	0,039±0,035	0,05 (0,01-0,16)
Bl5 (O2/l)	1,07±0,22	1,2 (0,9-1,6)
Nitrat-N mg N/l	0,69±0,53	-
Ortho-P mg P/l	0,024±0,014	0,05 (0,0-0,12)
pH	-	7,4 (4,9-8,1)
Temperatur °C	-	10,8 (8,0-12,2)
Total Fosfor mg P/l	0,056±0,030	-
Total Nitrogen mg N/l	1,11±0,65	-
Total jern mg/l	< 1,0	0,4 (0,0-1,0)

*Middelværdi ±95 % konfidensinterval

**Middelværdi samt minimum- og maksimumværdi

Konklusion

Dette litteraturstudie viser, at der på mange områder er store videnshuller. Dette gælder bl.a. for fisk, hvor der kun blev fundet forsøg for to ud af de 11 udvalgte parametre. Andre parametre såsom fosfor og temperatur var velundersøgte. Derudover var der for størstedelen af de undersøgte parametre forskellige forsøg med modstridende resultater, hvilket kan give et uklart billede af de forskellige fysiske og kemiske parametres betydning for de biologiske parametre. Det anbefales at undersøge de støtteparametre, som der ikke er fundet nogle videnskabelige forsøg på. Ligeledes anbefales det at undersøge de støtteparametre, hvor der i minimum ét forsøg blev fundet en korrelation imellem støtteparameteren og en biologisk parameter (se tabel 1). Da der kun var én korrelation (nitrat/fisk), der ikke blev fundet nogle artikler med positive korrelationsundersøgelser for, anbefales det at undersøge denne korrelation også. På baggrund af nærværende litteraturstudie anbefales det altså, at der i den videre analyse af støtteparametrenes betydning for de biologiske parametre undersøges for korrelation imellem alle de udvalgte fysiske og kemiske parametre og de biologiske parametre.

Referencer

Alexandre, C. M., Ferreira, M. T., & Almeida, P. R. (2015). Life history of a cyprinid species in non-regulated and regulated rivers from permanent and temporary Mediterranean basins. *Ecohydrology*, 8(6), 1137–1153. <https://doi.org/10.1002/eco.1572>

Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., & Riis, T. (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams - Influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia*, 495, 171–179. <https://doi.org/10.1023/A:1025442017837>

Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M. L., Skriver, J., Kronvang, B., & Larsen, S. E. (2004). Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. *Faglig Rapport Fra DMU*, (nr. 499), 145. Retrieved from <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Bøgestrand, J. (1999). Vandløb og kilder 1998. NOVA 2003. *Faglig Rapport Fra DMU*, (nr. 292), 132.

Bowes, M. J., Gozzard, E., Johnson, A. C., Scarlett, P. M., Roberts, C., Read, D. S., et al. (2012). Spatial and temporal changes in chlorophyll- a concentrations in the River Thames basin, UK: Are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass? *Science of the Total Environment*, 426, 45–55. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.056>

Bowler, D. E., Haase, P., Hof, C., Kröncke, I., Baert, L., Dekoninck, W., et al. (2017). Cross-taxa generalities in the relationship between population abundance and ambient temperatures Cross-taxa generalities in the relationship between population abundance and ambient temperatures. *Proceedings The Royal Society B*, 284, 20170870. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0870>

Brookes, A. (1986). Response of aquatic vegetation to sedimentation downstream from river channelisation works in England and Wales. *Biological Conservation*, 38(4), 351–367. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(86\)90060-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(86)90060-1)

Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831–849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>

Camargo, J. A., Alonso, A., & De La Puente, M. (2004). Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96(1–3), 233–249. <https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031730.78630.75>

Cao, Y., Bark, A. W., & Williams, W. P. (1996). Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*, 341, 1–19.

Carmona-Catot, G., Santos, A. F. G. N., Tedesco, P. A., & García-Berthou, E. (2014). Quantifying seasonality along a latitudinal gradient: from stream temperature to growth of invasive mosquitofish. *Ecosphere*, 5(10), 134. <https://doi.org/10.1890/ES14-00163.1>

Clarke, S. J., & Wharton, G. (2001). Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Science of the Total Environment*, 266(1–3), 103–112. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00754-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00754-3)

Coimbra, C. N., Graça, M. A. S., & Cortes, R. M. (1996). The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, 94(3), 301–307. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00091-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00091-7)

- Conti, L., Comte, L., Hugueny, B., & Grenouillet, G. (2015). Drivers of freshwater fish colonisations and extirpations under climate change. *Ecography*, *38*(5), 510–519. <https://doi.org/10.1111/ecog.00753>
- Daufresne, M., Roger, M. C., Capra, H., & Lamouroux, N. (2003). Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: Effects of climatic factors. *Global Change Biology*, *10*(1), 124–140. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.00720.x>
- Demars, B. O. L., & Edwards, A. C. (2009). Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: A critique of compositional-based assessment of water quality. *Science of the Total Environment*, *407*(2), 975–990. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.012>
- Demars, B. O. L., & Thiébaud, G. (2008). Distribution of aquatic plants in the Northern Vosges rivers: implications for biomonitoring and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *18*, 619–632. <https://doi.org/10.1002/aqc.844>
- Department for Environment, F. and R. A. (2014). Water Framework Directive implementation in England and Wales: new and updated standards to protect the water environment. *Open Government Licence*, (May), Date Accessed 2017-04-06.
- Dohet, A., Hlúbiková, D., Wetzel, C. E., L'Hoste, L., Iffly, J. F., Hoffmann, L., & Ector, L. (2015). Influence of thermal regime and land use on benthic invertebrate communities inhabiting headwater streams exposed to contrasted shading. *Science of the Total Environment*, *505*, 1112–1126. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.077>
- Feeley, H. B., & Kelly-Quinn, M. (2014). Re-examining the effects of episodic acidity on macroinvertebrates in small conifer-forested streams in Ireland and empirical evidence for biological recovery. *Biology and Environment*, *114B*(3), 205–218. <https://doi.org/10.3318/BIOE.2014.18>
- Griffiths, D., Mcgonigle, C., & Quinn, R. (2014). Climate and species richness patterns of freshwater fish in North America and Europe. *Journal of Biogeography*, *41*(3), 452–463. <https://doi.org/10.1111/jbi.12216>
- Johnson, R. K., & Almlöf, K. (2016). Adapting boreal streams to climate change: effects of riparian vegetation on water temperature and biological assemblages. *Freshwater Science*, *35*(April), 984–997. <https://doi.org/10.1086/687837>
- Johnson, R. K., & Angeler, D. G. (2014). Effects of agricultural land use on stream assemblages: Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological Indicators*, *45*, 386–393. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.028>
- De Jonge, M., Van de Vijver, B., Blust, R., & Bervoets, L. (2008). Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: A comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, *407*(1), 615–629. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.020>

Kalogianni, E., Vourka, A., Karaouzas, I., Vardakas, L., Laschou, S., & Skoulidakis, N. T. (2017). Combined effects of water stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages in a Mediterranean intermittent river. *Science of the Total Environment*, 603–604, 639–650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.078>

Kõrs, A., Vilbaste, S., Käiro, K., Pall, P., Piirsoo, K., Truu, J., & Viik, M. (2012). Temporal changes in the composition of macrophyte communities and environmental factors governing the distribution of aquatic plants in an unregulated lowland river (Emajõgi, Estonia). *Boreal Environment Research*, 17(November), 460–472.

Kovach, R. P., Muhlfeld, C. C., Al-Chokhachy, R., Dunham, J. B., Letcher, B. H., & Kershner, J. L. (2016). Impacts of climatic variation on trout: a global synthesis and path forward. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26(2), 135–151. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9414-x>

Kuczynski, L., Chevalier, M., Laffaille, P., Legrand, M., & Greniullet, G. (2017). Indirect effect of temperature on fish population abundances through phenological changes. *PLoS ONE*, 12(4), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175735>

Lewin, I., & Szoszkiewicz, K. (2012). Drivers of macrophyte development in rivers in an agricultural area: Indicative species reactions. *Central European Journal of Biology*, 7(4), 731–740. <https://doi.org/10.2478/s11535-012-0053-0>

Licursi, M., & Gómez, N. (2002). Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 38(2), 109–118. <https://doi.org/10.1051/limn/2002009>

Manolaki, P., & Papastergiadou, E. (2016). ENVIRONMENTAL FACTORS INFLUENCING MACROPHYTES ASSEMBLAGES IN A MIDDLE-SIZED MEDITERRANEAN STREAM. *RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS*, 32, 639–651. <https://doi.org/10.1002/rra.2878>

Mantyka-Pringle, C. S., Martin, T. G., Moffatt, D. B., Linke, S., & Rhodes, J. R. (2014). Understanding and predicting the combined effects of climate change and land-use change on freshwater macroinvertebrates and fish. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 572–581. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12236>

Menéndez, M., Descals, E., Riera, T., & Moya, O. (2011). Leaf litter breakdown in Mediterranean streams: Effect of dissolved inorganic nutrients. *Hydrobiologia*, 669(1), 143–155. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0657-9>

O'Hare, M. T., Clarke, R. T., Bowes, M. J., Cailles, C., Henville, P., Bissett, N., et al. (2010). Eutrophication impacts on a river macrophyte. *Aquatic Botany*, 92(3), 173–178. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.11.001>

Ohlberger, J., Otero, J., Edeline, E., Winfield, I. J., Stenseth, N. C., & Vøllestad, L. A. (2013). Biotic and abiotic effects on cohort size distributions in fish. *Oikos*, 122(6), 835–844. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.19858.x>

Parr, L. B., & Mason, C. F. (2003). Long-term trends in water quality and their impact on macroinvertebrate assemblages in eutrophic lowland rivers. *Water Research*, 37(12), 2969–2979. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00115-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00115-5)

- Petrin, Z., Laudon, H., & Malmqvist, B. (2007). Does freshwater macroinvertebrate diversity along a pH-gradient reflect adaptation to low pH? *Freshwater Biology*, *52*(11), 2172–2183. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01845.x>
- Petrin, Z., Laudon, H., & Malmqvist, B. (2008). Diverging effects of anthropogenic acidification and natural acidity on community structure in Swedish streams. *Science of the Total Environment*, *394*(2–3), 321–330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.055>
- Piirsoo, K., Vilbaste, S., Truu, J., Pall, P., Trei, T., Tuvikene, A., & Viik, M. (2007). Origin of phytoplankton and the environmental factors governing the structure of microalgal communities in lowland streams. *Aquatic Ecology*, *41*(2), 183–194. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9077-3>
- Rico, A., Van den Brink, P. J., Leitner, P., Graf, W., & Focks, A. (2016). Relative influence of chemical and non-chemical stressors on invertebrate communities: a case study in the Danube River. *Science of the Total Environment*, *571*, 1370–1382. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.087>
- Riis, T., Sand-Jensen, K., & Vestergaard, O. (2000). Plant communities in lowland streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany*, *66*, 255–272. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00079-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00079-0)
- Rimet, F. (2009). Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: Case study of rivers in North-Eastern France. *Hydrobiologia*, *636*(1), 137–151. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9943-1>
- Scanlan, A. M., Millie, D. F., Weckman, G., & Carrick, H. J. (2015). Abrupt shifts in stream algal biomass and diatom taxonomic composition along a gradient of changing land use. *Fundamental and Applied Limnology*, *186*(1), 153–169. <https://doi.org/10.1127/fal/2015/0634>
- Schröder, M., Sondermann, M., Sures, B., & Hering, D. (2015). Effects of salinity gradients on benthic invertebrate and diatom communities in a German lowland river. *Ecological Indicators*, *57*, 236–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.038>
- Smederevac-Lalić, M. M., Kalauzi, A. J., Regner, S. B., Lenhardt, M. B., Naunovic, Z. Z., & Hegediš, A. E. (2017). Prediction of fish catch in the Danube River based on long-term variability in environmental parameters and catch statistics. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.177>
- Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J., & Passy, S. I. (2016). Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(8), 940–950. <https://doi.org/10.1111/geb.12452>
- Steffen, K., Leuschner, C., Müller, U., Wiegand, G., & Becker, T. (2014). Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. *Aquatic Botany*, *113*, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.10.006>

Stenger-Kovács, C., Lengyel, E., Crossetti, L. O., Üveges, V., & Padisák, J. (2013). Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. *Ecological Indicators*, 24, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.003>

Szöcs, E., Coring, E., Bäche, J., & Schäfer, R. B. (2014). Effects of anthropogenic salinization on biological traits and community composition of stream macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 468–469, 943–949. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.058>

Szoszkiewicz, K., Karolewicz, K., Ławniczak, A., & Dawson, F. H. (2002). An Assessment of the MTR Aquatic Plant Bioindication System for Determining the Trophic Status of Polish Rivers. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(4), 421–427.

Szoszkiewicz, K., Ferreira, T., Korte, T., Baattrup-Pedersen, A., Davy-Bowker, J., & O'Hare, M. (2006). European river plant communities: The importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia*, 566(1), 211–234. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0094-3>

Szoszkiewicz, K., Ciecierska, H., Kolada, A., Schneider, S. C., Szwabińska, M., & Ruszczyńska, J. (2014). Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes – results from a case study in North-Central Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 415, 1–16. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014034>

Tang, T., Wu, N., Li, F., Fu, X., & Cai, Q. (2013). Disentangling the roles of spatial and environmental variables in shaping benthic algal assemblages in rivers of central and northern China. *Aquatic Ecology*, 47(4), 453–466. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9458-8>

Toman, M. J., Grošelj, A. M., & Zelnik, I. (2014). The influence of selected factors on the distribution of epilithic diatoms in a torrential river the Kamniška Bistrica (Slovenia). *Acta Botanica Croatica*, 73(2), 447–463. <https://doi.org/10.2478/botcro-2014-0004>

Usseglio-Polatera, P., & Beisel, J.-N. (2002). Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: Anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18(2), 197–211. <https://doi.org/10.1002/rra.651>

Vasiljević, B., Simić, S. B., Paunović, M., Zuliani, T., Krizmanić, J., Marković, V., & Tomović, J. (2017). Contribution to the improvement of diatom-based assessments of the ecological status of large rivers – The Sava River Case Study. *Science of the Total Environment*, 605–606, 874–883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.206>

Višinskiene, G., & Bernotiene, R. (2012). The use of benthic macroinvertebrate families for river quality assessment in Lithuania. *Central European Journal of Biology*, 7(4), 741–758. <https://doi.org/10.2478/s11535-012-0052-1>

Walters, D. M., Roy, A. H., & Leigh, D. S. (2009). Environmental indicators of macroinvertebrate and fish assemblage integrity in urbanizing watersheds. *Ecological Indicators*, 9(6), 1222–1233. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.011>

Werner, P., & Köhler, J. (2005). Seasonal dynamics of benthic and planktonic algae in a nutrient-rich lowland river (Spree, Germany). *International Review of Hydrobiology*, 90(1), 1–20. <https://doi.org/10.1002/iroh.200410737>