

Brug af Dansk Vandløbsplante Indeks i små danske vandløb

Verifikation af de økologiske grænseværdier for Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i forhold til den fælleseuropæiske interkalibrering

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 14. april 2015

Annette Baattrup-Pedersen, Peter Wiberg-Larsen, Søren E. Larsen & Jens Bøgestrand

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 20

Faglig kommentering:
Tenna Riis
Kvalitetssikring, centret:
Poul Nordemann Jensen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

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

Indhold

1	Indledning	3
2	Vandløbsplanter som miljøindikatorer	5
2.1	Formål	6
3	Metoder og resultater	7
3.1	Udvælgelse af datasæt og miljøparametre	7
3.2	Beregninger & statistik	9
3.3	Samspil mellem miljøvariable	10
3.4	DVPI og miljøvariable	11
4	Diskussion	14
5	Konklusion og anbefalinger	16
5.1	Tak	16
6	Referencer	17
7	Bilag	19

1 Indledning

Danske vandløb har generelt et tæt dække af planter. Det skyldes flere forskellige forhold. Først og fremmest har vandløbene generelt en lille hældning, hvilket betyder, at mange vandløb har fint substrat egnet til, at planter kan rodfæste samtidig med, at strømmen typisk heller ikke er så stærk. Der til kommer, at lysindstrålingen generelt er høj, fordi de fleste vandløb ligger i åbent land uden skyggegivende træer og buske, primært på grund af fældning af tidligere skove og vandløbsnære træbevoksninger. Kun hvor vandløbene er skygget af tæt skov, er plantevæksten begrænset til få skyggetållende arter, som fx blad- og levermosser. Endelig er tilførslen af de for planterne nødvendige næringsstoffer (kvælstof og fosfor) typisk rigelig både via vandet og vandløbsbunden, hvorfra de kan optages. Så der findes planter i alle typer af vandløb, fra de mindste kildebække til de største vandløb som Gudenå og Skjern Å.

I vandløb findes tre hovedgrupper af planter: (1) egentlige vandplanter, (2) amfibiske planter og (3) landplanter, som kan vokse i vand. Af de egentlige vandplanter er alle arter tilpasset til livet under vand, og de træffes kun yderst sjældent over vand. De fleste vandplanter er rodfæstede i bunden, men enkelte flyder frit omkring. De amfibiske planter, som omfatter en række arter, kan leve både på land og i vand. I mange tilfælde vokser vandformerne ud af vandet i løbet af vækstsæsonen. Blomstring og frøsætning sker dog typisk kun hos landformerne. Den tredje gruppe af planter i vandløb vokser helt overvejende på land, men kan også træffes under vand. Nogle arter træffes dog sjældent under vand, mens andre arter gør det relativt ofte. Det betyder, at der er en gradvis overgang fra de landplanter, som kan vokse i vand, til de amfibiske planter og egentlige vandplanter. Rent antalsmæssigt findes flest arter inden for gruppen af amfibiske planter samt landplanter, men de ægte vandplanter og de amfibiske planter er dem, som bidrager til den største dækning i vandløbene.

Ud over at bidrage væsentligt til vandløbenes biologiske mangfoldighed (biodiversitet) har vandløbsplanterne væsentlige funktioner. Via deres vækst er de i stand til at ændre vandets strømning, så der opstår render med særlig hurtig strøm eller dødvande, hvor finkornede mineralske eller organiske partikler kan aflejres. Man kan med rette kalde planterne for vandløbenes biologiske entreprenører, idet de bidrager til at skabe fysisk variation både vertikalt og horisontalt. Dette skaber levesteder for andre organismer som smådyr (makroinvertebrater) og fisk. Smådyrene lever derudover af de mikroorganismer (bakterier og epifytiske alger), som vokser på planterne, og enkelte arter spiser direkte af bladene af visse vandplanter. Planterne bidrager også til omsætning af næringsstoffer. Således fjerner de, sammen med deres fasthæftede mikroalger, næringsstoffer, som transporteres gennem vandløbene.

Vandløbsplanterne fordeler sig mht. artssammensætning efter naturlige miljøforhold som vandløbenes størrelse, lys (indstråling, lyssvækkelse i vandet) og alkalinitet. Visse arter er specifikt knyttet til små vandløb som kilder, mens andre arter stort set kun forekommer i større vandløb, hvilket afspejler forskelle i udbuddet af levesteder og disses egnethed for forskellige arter. Lys er en helt nødvendig forudsætning for planternes fotosyntese. Er lysindstrålingen lav, kan kun mosser klare sig. Lysindstrålingen hæmmes ved be-

skygning af brednær vegetation, samt hvis vandløbsvandet fx har et stort indhold af suspenderet stof (som periodevis i visse vandløb på lerjord). Vandløbsvandets alkalinitet er vigtig, fordi CO_2 og HCO_3 er vigtige kulstofkilder for planternes fotosyntese. Alkaliniteten i danske vandløb varierer fra under 0,05 (i den nordlige del af Vestjylland) til næsten 10 meq/L (på Sjælland og Lolland-Falster). En række plantearter er særligt hyppige i vandløb med lav-alkalisk vand, således som det forekommer i den nordlige del af Vestjylland. Disse arter omfatter fx Hår-Tusindblad, Svømmende Vandaks og Høj Sødgræs (Riis et al. 2000), mens andre arter har en udbredelse, som stort set er begrænset til de vestjyske lav-alkaliske vandløb (Flod-Klaseskærm, Vandranke, Smalfrugtet Vandstjerne, Liden Siv), se fx Moeslund et al. (1990).

Vandløbsplanterne er – og har gennem adskillige årtier været – under indflydelse af en række forskellige menneskeskabte påvirkninger. Således er langt størstedelen af danske vandløbs naturlige forløb i et eller andet omfang blevet ændret gennem udretning af de naturlige slyngninger, uddybning af bunden og anlæg af opstemninger til fx vandmølledrift og engvanding. Afvandingen er typisk sket i forbindelse med dræning af arealerne op til vandløbene, hvilket dels har givet anledning til en hurtigere afstrømning af vandet, dels stedvis (i store dele af Jylland) har medført udvaskning af surt, jernholdigt vand med okkerudfældninger til følge. Derudover er planterne (grøden) rutinemæssigt blevet fjernet ved skæring eller opgravning, og bliver det fortsat i dag. Formålet er at forbedre afvandingen af de dyrkede arealer eller bymæssige bebyggelser, som ligger op til vandløbene. Endelig har landbrugsdrift og udledning af spildevand fra byer og boliger på landet medført øget tilførsel af kvælstof og fosfor. Vandløbenes indhold af opløst fosfor varierer således mellem 0,002 til lokalt næsten 5 mg/L, mens indholdet af opløst kvælstof kan variere fra 0,005 til over 30 mg/L (Wiberg-Larsen et al. 2012). De menneskabte påvirkninger har betydet, at adskillige arter – især blandt de egentlige vandplanter – er gået markant tilbage i udbredelse og hyppighed inden for de sidste 100 år (Sand-Jensen et al. 2000).

2 Vandløbsplanter som miljøindikatorer

Vandløbsplanter har en forholdsvis kort historie som miljøindikatorer. Dette kan umiddelbart forekomme overraskende, fordi de ligesom andre organismegrupper som mikroalger, smådyr og fisk påvirkes af forskellige menneskeskabte forhold. For plantesamfundene anser vi generelt forhøjede næringsstofkoncentrationer, ændringer i hydrologiske og morfologiske forhold samt grødeskæringer og opgravninger i vandløbene for de vigtigste påvirkninger (Baattrup-Pedersen et al. 2004).

Som et led i implementeringen af EU's vandrammedirektiv er der udviklet et Dansk Vandløbsplante Indeks (se Baattrup-Pedersen & Larsen 2013; Søndergaard et al. 2013). Indekset, DVPI, beregnes på baggrund af en artsliste over planter og deres dækningsgrader. Planteindekset beregnes ved hjælp af en prædiktionsmodel, der direkte klassificerer vandløbet i en tilstandsklasse med en tilhørende EQR værdi.

DVPI blev interkalibreret i 2011 (Birk et al. 2011). Interkalibreringen er sket med lande fra den central-baltiske GIG (Geographical Intercalibration Group), der ud over Danmark omfatter Holland, Belgien, Tyskland, Polen, Estland, Letland, Litauen og dele af Sverige, England og Frankrig. Dette arbejde har blandt andet omfattet en harmonisering af de enkelte landes metoder til økologisk klassificering og har for Danmarks vedkommende betydet en tilpasning af de oprindeligt foreslåede metoder og grænsefastsættelsen mellem tilstandsklasser (Søndergaard et al. 2013).

Indenfor den central baltiske GIG er der defineret i alt 3 vandløbstyper (Anonym 2013), hvoraf R-C1 ("Sandy lowland brooks") og R-C4 ("Medium-sized lowland streams") svarer til danske vandløb af type 2 og 3, dvs. vandløb hvis oplandsareal er større end 10 km² (se tabel 1; Baattrup-Pedersen et al. 2004). De danske vandløb af type 2 og 3 har en bundbredde på hhv. 2-10 m og >10 m og et oplandsareal på hhv. 10-100 km² og >100 km².

Tabel 2.1. Karakteristik af de tre vandløbstyper, som indgik i den fælles interkalibrering af planteindices under den Central-Baltiske Interkalibreringsgruppe (CB-GIG), jf. tabel 3 i Anonym (2013).

Common IC type	Type characteristics
Sandy lowland brooks (R-C1)	Catchment area: 10 - 100 km ² Altitude: <200 m Geology: siliceous Channel substrate: Sand Alkalinity: >1 meq/l
Siliceous mountain brooks (R-C3)	Catchment area: 10 - 100 km ² Altitude: 200 - 800 m Geology: siliceous Channel substrate: Boulders, cobble and gravel Alkalinity: <0.4 meq/l
Medium-sized lowland streams (R-C4)	Catchment area: 100 - 1,000 km ² Altitude: <200 m Geology: mixed Channel substrate: Gravel and sand Alkalinity: >2 meq/l

Det betyder, at danske vandløb af type 1, dvs. vandløb med en bundbredde <2 m og et oplandsareal på <10 km², **ikke** har været medtaget i interkalibreringen.

2.1 Formål

Nærværende notat, som er udarbejdet i overensstemmelse med kontrakt mellem Naturstyrelsen og DCE/Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, har til formål at beskrive, i hvilket omfang grænsefastsættelsen mellem tilstandsklasser for DVPI i danske type 2-3 vandløb, som fastsat i EU-interkalibreringen, kan overføres til små danske vandløb af type 1. Dette er relevant, eftersom disse små vandløb er medtaget i den danske vandplanlægning (såvel i perioden 2011-2015 som perioden 2015-2021).

Eftersom det ikke er muligt direkte at interkalibrere DVPI for type 1 vandløb, alene fordi sådanne små vandløb som nævnt ikke har været medtaget i EU-interkalibreringen, er der valgt en alternativ tilgang. Herved er det testet, om DVPI ændrer sig som funktion af de samme påvirkningsvariable i type 1 vandløb som i type 2 og 3 vandløbene, og om ændringerne er sammenlignelige mellem de to grupper af vandløb.

Det var en forudsætning for interkalibreringen af DVPI, at indekset var følsomt over for ændringer i vandløbenes eutrofieringsgrad tilsvarende de øvrige EU-landes indeks (Birk & Willby 2010, Birk & Willby 2011). Som led i interkalibreringsprocessen blev det påvist, at DVPI responderer negativt på (1) øgede koncentrationer af opløst fosfor i danske vandløb og (2) øget produktivitet i vandløbene udtrykt ved et vægtet gennemsnit af Ellenberg N baseret på plantearternes indikatorværdier for næringsstoffer og arternes hyppighed (Ellenberg et al. 1991; Birk et al. 2011).

Vi har i dette notat – ud over at analysere betydningen af fosfor koncentrationer som forudsat medtaget jf. EU interkalibreringen – valgt også at analysere betydningen af fysiske forstyrrelser (grødeskæring) og vandløbenes morfologi for DVPI. Vi har dermed valgt en bredere tilgang med det formål at undersøge, om DVPI også er følsomt over for disse påvirkningstyper, som er relevante i en dansk sammenhæng (se afsnit 3.3), og om følsomheden er sammenlignelig for gruppen af type 1 vandløb og gruppen af type 2 og 3 vandløb.

Formålet med nærværende notat er således at analysere om: (1) DVPI ændrer sig som funktion af de samme påvirkningsvariable i type 1 vandløb som i type 2 og 3 vandløbene og (2) hvis dette er tilfældet, da foretage en vurdering af, om grænsefastsættelsen for overgangen mellem høj-god og god-moderat økologisk tilstand kan anvendes.

3 Metoder og resultater

3.1 Udvælgelse af datasæt og miljøparametre

3.1.1 Plantedata

Der er som udgangspunkt anvendt et datasæt af plantelister indsamlet via NOVANA i årene 2012-2013. Baggrunden for valget af netop disse år er, at der i 2012 blev introduceret nogle væsentlige ændringer af den hidtidige metodik til indsamling af data i felten. Således er registreringen af planterne i store, dybe vandløb blevet mere optimal ved anvendelse af båd (hvorved hele et vandløbs tværsnit kan undersøges, hvor det tidligere kun var muligt at registrere i en relativt snæver, lavvandet bredzone). Desuden er beskrivelsen af beskygningen af de undersøgte strækninger søgt gjort mere objektiv og reproducerbar. Proceduren for dataindsamling er beskrevet i Wiberg-Larsen & Baattrup-Pedersen (2013).

Plantedata er hentet via databasen ODA, der trækker data fra fagsystemet WinBio. I alt har der som udgangspunkt været 310 plantelister til rådighed fra 278 lokaliteter (32 lokaliteter er undersøgt i både 2012 og 2013). Fordelt på vandløbstype var der plantelister til rådighed fra 115 vandløb af type 1 og 163 vandløb af type 2-3.

3.1.2 Fysisk – kemiske miljøvariable

Der blev derudover indsamlet data til beskrivelse af de miljøfaktorer, der i væsentlig grad vurderes at påvirke vandløbenes plantesamfund (se afsnit 2). Der er her tale om såvel naturlige faktorer som faktorer, der skyldes menneskeskabte forhold. Der er i analyserne af DVPI anvendt forskellige variable til at karakterisere disse faktorer:

- Forstyrrelser som følge af vedligeholdelse i vandløbene: Denne er beskrevet ved andel af grødeskåret tværsnit, antal grødeskæringer/år samt grødeskæringsintensitet, beregnet ved en simpel multiplikation af de to faktorer (Boks 1). Disse data er indsamlet fra kommunerne i tilknytning til dette projekt.

Boks 1. Vedligeholdelse i vandløbene

Andel af vandløbstværsnit grødeskåret: Der skæres inden for en ramme på 0-100 % af vandløbstværsnittet. Procenterne er omsat til en hyppighedsskala på 0-5 ved at dividere med 20. For private vandløb, hvor der skønnes at foregå grødeskæring, men hvor praksis ikke er kendt, er andelen sat til 100 %. Skæring foretages typisk i en strømrønde, hvilket betyder, at planternes placering i forhold til placeringen af denne afgør omfanget af påvirkningen. Nogle planter vil stå langs bredden, hvor der typisk ikke skæres, mens de i midten er særlig udsatte. Det er ikke muligt at tage højde for dette. I nogle tilfælde skæres der i forskellige bredder alt efter, om der skæres 1. eller 2. gang. I så tilfælde er der anvendt et gennemsnit af den grødeskårne andel.

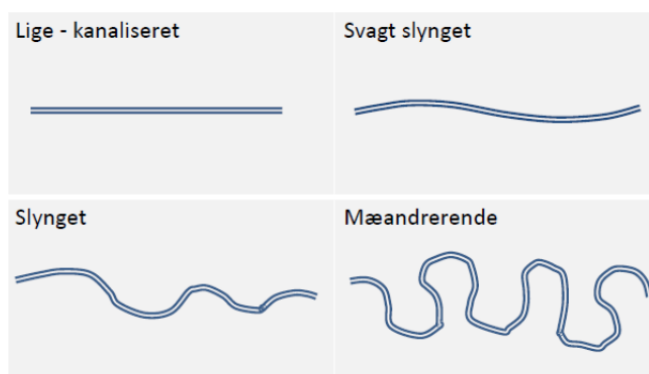
Grødeskæringshyppighed: Der anvendes en skala på 0, 1, 2, 3 osv., svarende til antallet af årlige grødeskæringer. I nogle tilfælde er angivet 0-1, 1-2 eller 2-3 skæringer, dvs. at antallet af skæringer varierer fra år til år. I givet fald er angivet mellemværdier (0,5 – 1,5 – 2,5 – osv.). Der er foretaget korrektion (multiplikation med en faktor 0,75), hvis der fx kun skæres én gang og om efteråret, hvor mange plantearter alligevel er i henfald. Ellers skæres der typisk midt på sommeren og/eller i efteråret. For private vandløb, hvor der vurderes at foregå vedligeholdelse, er hyppigheden sat til 1.

- Fysiske forhold i vandløbene: Disse er beskrevet ved *Dansk Fysisk Indeks* (Wiberg-Larsen 2013), omregnet til EQR-værdier (Ecological Quality Ratio, skala 0-1) efter formlen: $DFI+12/(12+54)$ samt delelementer af dette, der beskriver graden af naturlighed/regulering. Det første element er vandløbets slyngningsgrad som kan antage værdierne 0-3 (se Boks 2). Det andet element er vandløbets profil, som også kan antage værdierne 0-3 (se Boks 2). Endelig er anvendt *bredde* og *vandspejlfald* (= hældning) som fysisk parameter. Samtlige data er indsamlet via NOVANA og udtrukket via ODA (via Winbio)

Boks 2. Fysiske forhold: Slyngningsgrad (sinuøsitet) og tværsnitsprofil

Slyngningsgrad:

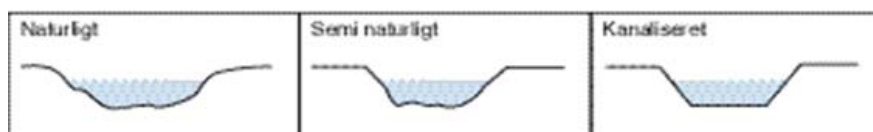
0	Lige – kanaliseret	(SI < 1,05)
1	Svagt sinuøst (slynget)	(1,05 < SI < 1,25)
2	Sinuøst (slynget)	(1,25 < SI < 1,50)
3	Mæandrerende	(SI > 1,50)



Vurderingen er foretaget enten visuelt i felten ved brug af figuren eller ved brug af aktuelle luftfotos (fx Google Earth). I sidste tilfælde anvendes de angivne indeks værdier (SI: Sinuosity Index) beregnet som den faktiske længde af strækningen divideret med længden af den rette linje mellem start og slutning af strækningen.

Tværsnitsprofil:

- 0 Tværnittet tydeligt rektangulært og kanaliseret – ingen tydelig variation i vandets hastighed og substratet på tværs af vandløbet.
- 1 Semi-naturlig (dybt) – Overordnet rektangulært tværnsnit med tydelige tegn på tidligere kanalisering. Brinkerne er typisk lange og skrånede og beklædt med forskellige former for græs. Der er skabt et sekundært forløb i den gravede kanal med variation i hastighed, dybde og substratforhold. Vandløbet ligger langt (mere end 1 m) under terræn og har ikke god hydrologisk kontakt med de vandløbsnære arealer.
- 2 Semi-naturlig (ikke dybt) – Tegn på tidligere kanalisering. Der er skabt et sekundært forløb i den gravede kanal med variation i hastighed, dybde og substratforhold. Vandløbet er ikke markant nedgravet under terræn. Der er nogen hydrologisk kontakt med de omkringliggende arealer.
- 3 Naturligt – ingen tydelige tegn på kanalisering – naturlig kontakt mellem vandløb og vandløbsnært areal



- Vandkemiske forhold: Indholdet af plantenæringsstoffer er beskrevet ved indholdet af opløst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) og opløst kvælstof ($\text{NO}_3\text{+NH}_4\text{-N}$), ligesom tilgængeligheden af kulstof er beskrevet via total-alkaliniteten. For hver station er beregnet en middelværdi ud fra samtlige tilgængelige målinger via NOVANA i perioden 2004-2012.
- Arealudnyttelsen i den ripariske zone: Landbrugsdrift i den ripariske zone – her defineret til 50 m langs vandløbet på begge sider af den i alt 100 m undersøgte strækning – vil sammen med faldet i vandløbet have indflydelse på dets fysiske forhold og omfanget af vedligeholdelsen, ligesom der også vil være tale om en næringsstofftilførsel. Ligeledes vil befæstede arealer have indflydelse på vandløbets fysiske forhold og vedligeholdelsen. Til belysning heraf er beregnet den samlede andel af "kulturpåvirkning" i riparisk zone (landbrug + befæstede arealer). Der er anvendt AIS-data i beregningerne.
- Beskygning via høje urter, træer og buske langs vandløbene påvirker i afgørende grad sidstnævntes plantesamfund. Beskygningen afhænger af vandløbets profil, bredde, tætheden og højden af urter, træer og buske langs vandløbene, de skyggende elementers afstand til vandløbene samt vandløbets orientering i forhold til verdenshjørnerne (og solens bane). Der er i de her gennemførte analyser beregnet et *beskygningsindeks*, som bygger på tæthed af træer/buske inden for hhv. en 0-2 og 2-5(10) m riparisk zone langs hver bred, samt gennemsnitshøjden af disse træer/buske inden for de to zoner (Wiberg-Larsen & Baattrup-Pedersen 2013). Indekset tager ikke hensyn til de øvrige elementer af betydning for beskygningen af vandløbsvegetationen, herunder brinkernes beskygning som især afhænger af, hvor dybt nedgravet vandløbet er.

3.2 Beregninger & statistik

Værdier af DVPI_{EQR} blev beregnet ud fra en prædiktionsmodel. Denne model er udviklet på baggrund af mere end 1200 plantelister med hyppigheder for de tilstedeværende arter (Baattrup-Pedersen & Larsen 2013; Søndergaard et al. 2013). Modellen beregner på baggrund af en given artssammensætning af planter en sandsynlighed for, at vandløbet tilhører en given økologisk tilstandsklasse. Denne sandsynlighed anvendes til at beregne EQR (EQR = Ecological Quality Ratio), som kan antage en værdi på en skala fra 0 til 1. Beregningerne er foretaget i softwareprogrammet S-Plus. DVPI_{EQR} er kun beregnet i de tilfælde, hvor der forekom planterarter med en samlet plantedækning $>2\%$, der er angivet som kriterium for anvendelse af DVPI (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013).

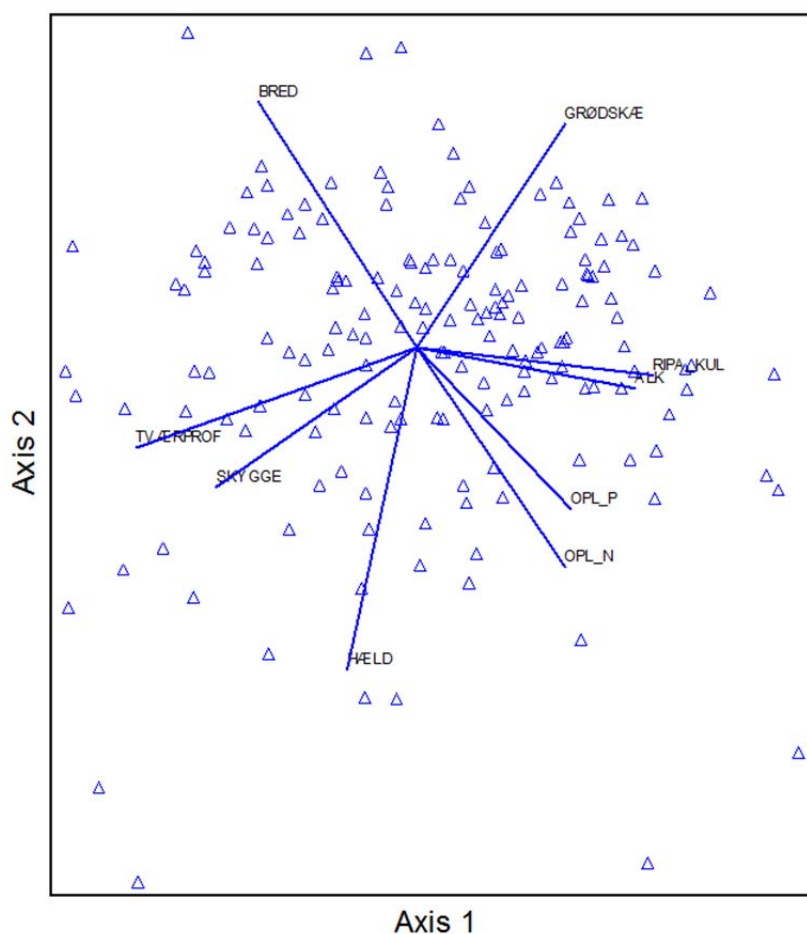
Sammenhængen mellem de anvendte miljøvariable blev undersøgt ved en Principal Components Analysis (PCA). Der blev indledningsvist foretaget en analyse på samtlige variable ($N = 18$) og efterfølgende en analyse for et reduceret antal variable ($N = 9$) efter udeladelse af et antal variable, som var stærkt indbyrdes korrelerede, fordi de reelt er udtryk for samme påvirkning. Analyserne blev foretaget i PC-ORD 6.0.

Sammenhængen mellem DVPI_{EQR} og udvalgte miljøvariable blev undersøgt ved brug af multipel regression. Vi valgte denne analysetilgang, fordi danske vandløb er påvirkede af en række samtidigt virkende faktorer, hvilket betyder, at det er relevant at inddrage flere faktorer på samme tid i analyserne.

3.3 Samspil mellem miljøvariable

I en indledende PCA (resultater ikke vist grafisk) på samtlige anvendte miljøvariable (N=18), og som omfattede data fra i alt 186 vandløbsstationer, forklarede de 3 første akser 66,7 % af variationen, heraf akse 1 (PCA1) alene 43,9 %. Samtlige grødeskæringsparametre (antal skæringer, andel skåret tværsnitareal og skæringsintensitet - for hhv. perioden 2012-2013 og 2007-2011) var meget stærkt positivt korrelerede til PCA1 ($r > 0,80$), mens vandløbenes fysiske tilstand (slyngningsgrad, tværsnitprofil og Fysisk Indeks) var stærkt negativt korreleret med denne ($r > 0,57$). Vandløbenes fysiske tilstand var ligeledes stærkt negativt korreleret med PCA2 ($r > 0,61$), mens andelen af kulturpåvirkning inden for den 50 m brede ånære zone var stærkt positivt korreleret med denne akse ($r = 0,58$). Imidlertid var analysen i meget væsentlig grad påvirket af, at grødeskæring og fysisk tilstand begge var beskrevet af variable, som var indbyrdes meget stærkt korrelerede (for grødeskæringsparametrene $r = 0,59-0,95$, for de fysiske forhold $r = 0,77-0,87$).

Figur 3.1. Principal Components Analysis (PCA) på målte miljøvariable ved de 186 vandløbsstationer, som indgik i testen af Dansk Vandløbs Plante Indeks (DVPI_{EQR}). Kun de første to akser (PCA1 og PCA2) er vist. Signaturforklaring: BRED = vandløbsbredde, HÆLD = vandløbets hældning, TRÆRPROF = tværsnitprofilens udseende, SKYGGE = beskygning fra træer og buske, RIPA_KUL = andel af landbrugsmæssig dyrkning og urban påvirkning inden for en 50 m ånær zone, GRØDSKÆ = antal årlige grødeskæringer, ALK = total-alkalinitet, OPL_N = opløst kvælstof i vandfasen; OPL_P = opløst fosfor i vandfasen.



For at udelukke denne korrelation mellem parametre, som udtrykker det samme, blev der foretaget en PCA (se figur 3.1), hvor der kun blev anvendt én variabel til at karakterisere hhv. grødeskæring (antal grødeskæringer i årene 2012-2013) og fysisk tilstand (tværsnitprofil). I denne PCA med 9 variable forklarede de 3 første akser 56,3 % af variationen, heraf PCA1 25,9 %, PCA2 18,5 % og PCA3 11,9 %. Kun PCA1 og PCA 2 var dog signifikante akser.

Vandløbenes fysiske tilstand ($r=-0,76$) og beskygning fra trævegetation ($r=-0,54$) var stærkt negativt korreleret med PCA1, mens alkalinitet ($r=0,59$) og andelen af kulturpåvirkning inden for den 50 m brede ånære zone ($r=0,64$) var stærkt positivt korreleret med denne akse. PCA1 repræsenterer således vandløbenes fysiske tilstand: I den ene ende af akserne ligger de mindst fysisk påvirkede vandløb, som også er de mest beskyttede med ånær træbevoksning/skov, mens graden af kulturpåvirkning i den ånære zone samtidig er lille; i den modsatte ende af akserne findes de mest regulerede vandløb, som ligger helt lysåbent med minimal beskygning af træer, og hvor graden af kulturpåvirkning i den ånære zone samtidig er stor. Alkaliniteten er formodentlig positivt korreleret med kulturpåvirkningen, fordi denne er størst i det østlige Danmark, hvor kalkindholdet i jorden er højest, mens det modsatte gør sig gældende i det vestlige Jylland.

Grødeskæring ($r=0,51$) og bredde ($r=0,56$) var stærkt positivt korreleret med PCA2, mens hældning ($r=-0,73$) og opløst-N ($r=-0,50$) var stærkt negativt korreleret med denne akse. PCA2 kan tolkes som en akse, der primært repræsenterer fysisk forstyrrelse kombineret med vandløbsstørrelse. Der er således en naturlig stærkt negativ sammenhæng mellem vandløbsstørrelse og hældning, hvor de små vandløb typisk har et stort fald, mens de store vandløb altid har et relativt lille fald. Og mens der stort set altid foregår grødeskæring (eller anden form for vedligeholdelse) i de større vandløb, er der relativt mange små vandløb, som ikke vedligeholdes, ikke mindst de vandløb, som har stort fald.

Resultatet fra PCA'en viser, at plantesammensætningen i vandløb og dermed $DVPI_{EQR}$ er påvirket af mange samtidigt virkende faktorer, og at betydningen af de enkelte faktorer varierer fra vandløb til vandløb. Derfor vil en lav $DVPI_{EQR}$ -værdi i nogle vandløb kunne afspejle et højt eutrofieringsniveau, i andre vandløb, at der er stor grad af forstyrrelse, og i andre igen, at der er et samtidigt højt eutrofieringsniveau og megen forstyrrelse.

3.4 DVPI og miljøvariable

Forekomsten af flere samtidigt virkende påvirkningstyper i vandløbene betyder, at det er hensigtsmæssigt at medtage flere påvirkningsvariable i analyserne af, hvordan $DVPI_{EQR}$ ændrer sig som funktion af den samlede grad af påvirkninger. Vi har valgt at inddrage vandløbets fysiske tilstand (vurderet ud fra tværsnitsprofil), vandløbsvedligeholdelse (vurderet ud fra grødeskæringshyppighed, fordi denne parameter er enkel og entydig), og opløst fosfor som mål for eutrofieringsniveau. Derudover har vi medtaget vandløbsbredden i analyserne for at se, om denne spiller rolle for $DVPI_{EQR}$. Analyserne er udført separat for vandløb af type 1 og vandløb af type 2-3. Tabel 3.1 angiver median, middelværdi samt minimum- og maksimumværdier af de forskellige påvirkningsvariable i de to vandløbsgrupper.

Tabel 3.1. Koncentrationer af opløst fosfor, tværsnitsprofil samt grødeskæringshyppighed i gruppen af små (type 1) vandløb og gruppen af middelstore og store (type 2-3) vandløb. Værdierne er angivet som median, middel, minimum- og maksimumværdier samt 95 % fraktiler. De statistiske værdier inden for grødeskæringshyppighed er beregnet ud fra det gennemsnitlige antal årlige skæringer i perioden 2012-2013.

	Median	Min.-maks.	95 % fraktil
--	--------	------------	--------------

Type 1 (n=54)			
Opløst-P (mg L ⁻¹)	0,032	0,006-0,745	0,296
Tværsnitsprofil	1,33	0-3	3
Grødeskæringshyppighed (år ⁻¹)	0,97	0-3	2
Type 2-3 (n=121)			
Opløst-P (mg L ⁻¹)	0,050	0,005-1,160	0,105
Tværsnitsprofil	1,75	0-3	3
Grødeskæringshyppighed (år ⁻¹)	1,27	0-4	3

Vi finder, at $DVPI_{EQR}$ ændrer sig signifikant som funktion af ændringer i vandløbsstørrelse, mængden af opløst fosfor, tværsnitsprofil samt grødeskæringshyppighed. $DVPI_{EQR}$ falder med øget fosforindhold og grødeskæringshyppighed og stiger, jo mere naturligt tværsnitsprofilet er. Samtidig er der en størrelsesafhængighed, idet $DVPI_{EQR}$ falder med stigende vandløbsstørrelse. Resultaterne er opsummeret i tabel 3.2, hvor parameter estimaterne angiver, hvor vigtig den enkelte faktor er for $DVPI_{EQR}$, og fortegnet angiver, om påvirkningen er positiv eller negativ.

Tabel 3.2. Resultat af en multipel regressionsanalyse mellem Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) EQR-værdier, vandløbsstørrelse og tre udvalgte påvirkningsvariable ved 175 NOVANA vandløbsstationer. Opløst fosfor er logaritme transformeret i modellen. Grødeskæringshyppigheden er angivet som det gennemsnitlige antal årlige skæringer i perioden 2012-2013. Parameterestimatet for de enkelte variable i den samlede model samt t-værdi og P-værdi er angivet.*markerer, at den givne variabel bidrager signifikant til den samlede model.

	Parameter estimat	t-værdi	P
Bredde	-0,0512	-3,22	0,0015*
Opløst fosfor	-0,0376	-2,88	0,0045*
Tværsnitsprofil	0,0418	2,76	0,0065*
Grødeskæringshyppighed	-0,0374	-2,69	0,0079*

Overordnet set kan den samlede model forklare 19 % af variationen i data ($F=11,02$; $p<0,0001$), hvilket betyder, at der er en stor del af variationen i $DVPI_{EQR}$, som vi ikke kan forklare med de medtagne variable. Dette er ikke umiddelbart overraskende, da flere faktorer end de medtagne spiller en rolle for plantesamfundene i danske vandløb. Det gælder fx alkalinitet og faldforhold som nævnt indledningsvist. Disse faktorer er ikke korrelerede med de faktorer, vi har medtaget i analysen (se PCA). Samtidig er det sådan, at selvom vi har medtaget mange variable i den indledende PCA analyse, er vi kun i stand til at forklare ca. 45 % af variationen i data via de to første signifikante akser. Det betyder, at der er en række faktorer – ud over de væsentlige påvirkningsvariable som kan indvirke på plantesamfundene (se diskussionen).

På grund af den fundne størrelsesafhængighed har vi gennemført de samme analyser for de to vandløbsgrupper for sig. Vi finder, at der er statistisk signifikante sammenhænge for begge vandløbsgrupper ($F=4,00$; $p=0,012$ for type 1 vandløb og $F=12,22$; $p<0,0001$ for type 2 og 3 vandløbene). De fundne modeller kan forklare 15 % af variationen i gruppen af type 1 vandløb og 22 % i gruppen af type 2-3 vandløb. Imidlertid ser vi i disse analyser, at betydningen af de forskellige påvirkningsvariable for $DVPI_{EQR}$ varierer mellem de to vandløbsgrupper (Tabel 3.3). I de små vandløb (type 1) var vandløbsprofilet (tværsnitprofilet) den eneste af de tre variable, der bidrog signifikant i den samlede model. Vi finder, at $DVPI_{EQR}$ stiger, jo mere naturligt vandløbs-

profilet er (Tabel 3.3). Vi finder derimod ikke, at $DVPI_{EQR}$ ændrer sig signifikant som funktion af ændringer i koncentrationen af opløst fosfor i vandløbene eller grødeskæringshyppigheden.

Tabel 3.3. Resultat af multiple regressionsanalyser mellem Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i form af EQR-værdier og tre udvalgte påvirkningsvariable gennemført for gruppen af små type 1 vandløb og gruppen af mellemstore og store type 2 og 3 vandløb. Opløst fosfor er logaritme transformeret i modellen. Grødeskæringshyppigheden er angivet som det gennemsnitlige antal årlige skæringer i perioden 2012-2013. Parameterestimatet for de enkelte variable i den samlede model samt t-værdi og P-værdi er angivet. *markerer, at den givne variabel bidrager signifikant til den samlede model.

		Parameter estimat	t-værdi	P
Type 1 (n=54)	Opløst fosfor	-0,0210	-0,87	0,3879
	Tværsnitsprofil	0,0756	2,81	0,0070*
	Grødeskærings- hyppighed	0,0376	1,21	0,2301
Type 2 og 3 (n=121)	Opløst fosfor	-0,0367	-2,36	0,0201*
	Tværsnitsprofil	0,0014	0,10	0,9212
	Grødeskærings- hyppighed	-0,0717	-4,91	<0,0001*

I gruppen af mellemstore og store vandløb (type 2 og 3) finder vi til gengæld, at grødeskæringshyppigheden og koncentrationen af opløst fosfor har en signifikant indflydelse på $DVPI_{EQR}$ (Tabel 3.3). Således finder vi en negativ sammenhæng mellem grødeskæringshyppighed og $DVPI_{EQR}$ og ligeledes negativ sammenhæng mellem koncentrationen af opløst fosfor og $DVPI_{EQR}$.

Der blev foretaget tilsvarende multiple regressionsanalyser, hvor miljøvariablen tværsnitsprofil var erstattet af variabelen sinuøsitet (slyngningsgrad). Resultaterne var dog stort set de samme og er ikke vist her.

4 Diskussion

Vi finder overordnet, at $DVPI_{EQR}$ ændrer sig som funktion af ændringer i de typer af påvirkninger, som vi anser for væsentlige for plantesamfundene i danske vandløb. $DVPI_{EQR}$ falder således med stigende koncentrationer af opløst fosfor i vandløbene og øget hyppighed af grødeskæring. Samtidig er der en sammenhæng mellem $DVPI_{EQR}$ og vandløbenes morfologi, således at indekset antager de højeste værdier i vandløb med naturlig profil og slyngningsgrad. Vi finder imidlertid også, at indekset ændrer sig som funktion af vandløbenes størrelse, og at der derfor er forskel på, hvordan $DVPI_{EQR}$ ændrer sig som funktion af påvirkningsbilledet i hhv. gruppen af små og gruppen af mellemstore og store vandløb. I de små vandløb spiller vandløbens form en signifikant rolle for $DVPI_{EQR}$, mens grødeskæringshyppighed og koncentrationen af opløst fosfor spiller en signifikant rolle i gruppen af mellemstore og store vandløb.

Vi finder altså, at betydningen af opløst fosfor for $DVPI_{EQR}$ kun er signifikant for gruppen af mellemstore og store vandløb. Niveauerne af opløst fosfor er for vores datasæt sammenlignelige med de værdier, der blev fundet i de type 2-3 vandløb, som indgik i EU-interkalibreringen (Birk et al. 2011). Det indikerer, at $DVPI_{EQR}$ ikke har den samme følsomhed over for opløst fosfor i små vandløb som i mellemstore og store vandløb. Tilsvarende finder vi, at betydningen af grødeskæringshyppighed for $DVPI_{EQR}$ kun er signifikant for gruppen af mellemstore og store vandløb. Dette resultat kan dog afspejle, at grødeskæringshyppigheden i perioden 2012-2013 (jf. de indhentede oplysninger fra kommunerne) var lavere i de små vandløb end i de mellemstore og store (se også tabel 3.1), om end medianværdien var 1 i begge grupper. Tidligere undersøgelser af effekter af grødeskæring på plantesamfundene i vandløb har vist, at de negative effekter kun ses i vandløb, der skæres hyppigere end én gang årligt (Baatrup-Pedersen et al. 2004). På den baggrund er det derfor formodentlig ikke overraskende, at vi ikke ser en tydeligere negativ effekt af grødeskæring i de små vandløb.

Vandløbenes form og slyngningsgrad indvirker også på $DVPI_{EQR}$ i små vandløb, mens vi ikke ser effekter af vandløbenes morfologi i gruppen af mellemstore og store vandløb. Umiddelbart forekommer det ikke overraskende, at planteindekset reagerer negativt på fysiske ændringer i vandløbenes form i de små vandløb. Således vil høje brinker i dybt nedskårede vandløb bevirke, at vandløbsvegetationen har ringe betingelser pga. skygning fra disse samtidig med, at en række voksesteder knyttet til overgangszonen mellem land og vand forsvinder i forbindelse med kanaliseringer og omlægninger af vandløbene.

Vi finder det desuden sandsynligt, at det historiske påvirkningsbillede har været anderledes end det nutidige, hvilket også kan have betydning for $DVPI_{EQR}$ og for de sammenhænge, vi kan forvente at finde mellem $DVPI$ og påvirkningsvariablene samt til de observerede forskelle mellem gruppen af små og gruppen af mellemstore og store vandløb. Forurening fra punktkilder var væsentlig mere betydende tidligere, grødeskæringerne var mere omfattende, og der blev også oftere foretaget opgravninger i vandløbene (Wiberg-Larsen et al. 2012; Iversen & Ovesen 1997). Det historiske påvirkningsbillede kan fortsat være af betydning for plantesammensætningen i vandløbene og dermed $DVPI_{EQR}$. Således kan mange arter være forsvundet fra strækninger,

hvor der ikke umiddelbart kan ske en genindvandring, også selvom der er sket ændringer i påvirkningsbilledet, eller hvor genindvandringen kun langsomt er i gang. Genindvandringen kan især være vanskelig i de små vandløb, som er mere isolerede end nedstrøms strækninger, og derfor er det muligt, at planterne i ringere grad her end i de større vandløb afspejler det nutidige påvirkningsbillede. Dette kan også være forklaring på, hvorfor vi ser forskelle i følsomheden af $DVPI_{EQR}$ i de to vandløbsgrupper. Samtidig er det også muligt, at arter fortsat kan være i tilbagegang på lokaliteter, som fortsat påvirkes, eller hvor påvirkningen er intensiveret, og disse arters hyppighed derfor heller ikke er tæt koblet til det nutidige påvirkningsbillede (Cavalli et al. 2014). Det gælder primært arter, som er lokalt hyppige, men med spredt regional forekomst (se diskussion i Cavalli et al. 2014).

5 Konklusion og anbefalinger

Samlet set kan det konkluderes, at $DVPI_{EQR}$ ændrer sig som funktion af ændringer i de typer af påvirkninger, som vi anser for væsentlige for plantesamfundene i danske vandløb. $DVPI_{EQR}$ falder generelt med stigende koncentrationer af opløst fosfor i vandløbene og øget hyppighed af grødeskæring. Samtidig er der en sammenhæng mellem $DVPI_{EQR}$ og vandløbets morfologi, således at indekset antager de højeste værdier i vandløb med naturlig profil og slyngningsgrad. Vi finder imidlertid også, at indekset ændrer sig som funktion af vandløbenes størrelse, og at der derfor er forskel på, hvordan $DVPI_{EQR}$ ændrer sig som funktion af påvirkningsbilledet i hhv. gruppen af små og gruppen af mellemstore og store vandløb.

På baggrund af de her gennemførte analyser finder vi, at ændringer i $DVPI_{EQR}$ som funktion af forskellige påvirkningsvariable er typeafhængig, og at det derfor ikke kan anbefales, at de interkalibrerede grænsefastsættelser for overgangen mellem høj-god og god-moderat økologisk tilstand anvendes i type 1 vandløb.

Vi finder imidlertid, at $DVPI$ vil være relevant at implementere i type 1 vandløbene, da indekset er følsomt over for ændringer i vandløbenes profil og slyngningsgrad. Samtidig er det også meget sandsynligt, at indekset vil være følsomt over for grødeskæring i disse vandløb, og at grunden til at vi ikke finder det her er at grødeskæringshyppigheden var meget lav, og lavere end i små danske vandløb generelt.

Vi anbefaler på denne baggrund at: (1) nærmere at analysere sammenhænge mellem $DVPI_{EQR}$ og grødeskæring i små vandløb samt vandløbenes morfologi, (2) på baggrund af disse analyser at vurdere hvordan $DVPI$ kan implementeres i type 1 vandløb herunder at fastlægge grænser for overgangen mellem høj-god og god-moderat økologisk tilstand.

5.1 Tak

Vi vil gerne benytte lejligheden til at takke de medarbejdere i kommunerne, som beredvilligt udfyldte skemaer med oplysninger om den udførte vedligeholdelse ved de undersøgte NOVANA vandløbsstationer. Desuden vil vi anerkende det betydelige arbejde med indsamling af data for plantesamfund og miljøvariable, som er udført af medarbejdere i Naturstyrelsen og en række konsulentfirmaer.

6 Referencer

Anonym (2013) Central-Baltic River GIG – Macrophytes. 2012 Intercalibration Technical Report, 28 pp.

<https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>

Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M. L., Skriver, J. Kronvang, B. & Larsen, S. E. (2004) Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 2004. 145 s. (Faglig rapport fra DMU, Vol. 499).

Baatrup-Pedersen, A. & Larsen, S.E. (2013) Udvikling af planteindeks i danske vandløb. Vurdering af økologisk tilstand (Fase I). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 60.

<http://www.dmu.dk/Pub/SR60.pdf>

Birk, S. & Willby, N. (2010) Towards harmonization of ecological quality classification: establishing common grounds in European macrophyte assessment for rivers. *Hydrobiologia* 652: 149-163.

Birk, S. & Willby, N. (2011) CBrivGIG Intercalibration Exercise "Macrophytes" – WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 6 report. Joint Research Institute, Ispra (IT): 41 pp.

Cavalli, G., Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T. (2014) The role of species functional traits for distributional patterns in lowland stream vegetation. *Journal of Freshwater Science* (i trykken).

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.

Iversen, H.L. & Ovesen, N.B. (1997) Vandføringsevne i danske vandløb 1976-95. Faglig rapport fra DMU nr. 189, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 58 s.

Moeslund, B., Løjtnant, B., Mathiesen, H., Mathiesen, L., Pedersen, A., Thyssen, N. & Schou, J.C. (1990) Danske vandplanter. Vejledning i bestemmelse af planter i søer og vandløb. *Miljønyt* nr. 2 1990. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser.

Riis, T., Sand-Jensen, K. & Vestergaard, O. (2000) Plant communities in Danish lowland streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany* 66: 255-272.

Sand-Jensen, K., Riis, T., Vestergaard, O. & Larsen, S. E. (2000) Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology* 88: 1030-1040.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A, Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N.(2013) Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59

<http://www.dmu.dk/Pub/SR59.pdf>

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. (2012) Vandløb 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 32. <http://www.dmu.dk/Pub/SR32.pdf>

Wiberg-Larsen, P., Friberg, N., Baattrup-Pedersen, A. & Kristensen, E.A. (2012) Er miljøkvaliteten i vore vandløb forbedret? *Vand & Jord* 19: 62-65.

Wiberg-Larsen, P. (2013) Dansk Fysisk Indeks - DFI. Teknisk anvisning V05, version 1. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s.

Wiberg-Larsen, P. & Baattrup-Pedersen, A. (2013) "Vandplanter" i vandløb. Teknisk anvisning V17, version 1. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 25 s.

Willby, N.J., Abernethy, V.J. & Demars, B.L. (2000) Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology* 43: 43-74.

Willby, N., Birk, S., Poikane, S. & van de Bund, W. (2014) Water Framework Directive Intercalibration Manual. Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration. JRC Technical Reports (JRC89002), European Commission Joint Research Centre, 28 pp.

7 Bilag

Kommune	Vandløbsnavn	Lokalitet	DMU nr.	UTM zone	UTM
					E: N:
VEDLIGEHOJDELSEN i perioden 2012-2013					
Skæring af grøde (rodfæstede planter i selve vandløbet) i strømrende (x)					
Skæring af grøde i netværk (x)					
Samlet bredde af skåret strømrende/r (både i meter og i % af vandløbsbredden)					
Arter der skånes ved grødeskæring					
Antal grødeskæringer pr. år					
Grødeskæringstermin/er					
Grødeskæringsredskab/-er					
Antal skæringer af kantvegetation pr. år					
Redskab til skæring af kantvegetation					
Er der bundoprensning? (ja/nej)					
Særlige forhold/bemærkninger:					
VEDLIGEHOJDELSEN i perioden 2007-2011					
Hyppighed af bundoprensning (hvert år, hvert 2. år, eller?)					
Var vedligeholdelsespraksis anderledes end i 2012-2013? (ja/nej). Hvis ja - beskriv da nedenfor årstal for ændringerne, og hvordan praksis var før:					
Skæring af grøde (strømrendebredder, metoder, redskaber)					
Antallet af grødeskæringer pr. år					
Grødeskæringstermin/er					
Skæringer af kantvegetation					
VEDLIGEHOJDELSEN m.v. i perioden 2002-2007					
Var vedligeholdelsespraksis anderledes end i 2007-2011? (ja/nej). Hvis ja - beskriv da nedenfor årstal for ændringerne, og hvordan praksis var før:					
REGULERINGER/RESTAURERINGER					
Er der siden 2002 sket regulering eller restaurering af strækningen, der har påvirket grødeforhold og/eller vandføringsevnen? (ja/nej) - Hvis ja, angiv årstal og omfang					
YDERLIGERE OPLYSNINGER – som vurderes af betydning for den nuværende vegetations sammensætning					

Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Bilag 1. Spørgeskema anvendt til indhentning af oplysninger om vedligeholdelse i vandløb, i hvilke der blev undersøgt vandløbsvegetation i perioden 2012-2013.