



MILJØMÅL I STÆRKT MODIFICEREDE OG KUNSTIGE VANDLØB

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 557

2023



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

MILJØMÅL I STÆRKT MODIFICEREDE OG KUNSTIGE VANDLØB

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 557

2023

Annette Baattrup-Pedersen¹
Morten Lauge Fejerskov²
Mette Bundgaard Larsen¹

¹Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

²NIRAS



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 557
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Miljømål i stærkt modificerede og kunstige vandløb
Forfattere:	Annette Baattrup-Pedersen ¹ , Morten Lauge Fejerskov ² og Mette Bundgaard Larsen ¹
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience, ² NIRAS
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	April 2023
Redaktion afsluttet:	April 2023
Faglig kommentering:	Hans Estrup Andersen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR557_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Baattrup-Pedersen, A., Fejerskov, M.L. & Larsen, M.B., 2023. Miljømål i stærkt modificerede og kunstige vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 49 s. - Videnskabelig rapport nr. 557
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I denne rapport tilvejebringes det tekniske grundlag til fastsættelse af grænseværdier mellem godt og moderat økologisk potentiale for bentiske alger (SID_TID-indeks), makrofyter (DVPI-index) og fisk (DFFVØ og DFFVa-indeks) i stærkt modificerede og kunstige vandløb.
Emneord:	Stærkt modificerede og kunstige vandløb, økologisk potentiale, grænseværdier, vandrammedirektiv, bentiske alger, planteindeks, fiskeindeks, ørredindeks, SID_TID, DVPI, DFFVØ, DFFVa
Foto forside:	Vandløb af Merete Davidsen, Skive kommune
ISBN:	978-87-7156-781-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	49

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Indledning	10
2 Formål	12
3 Karakteristik af kunstige og stærkt modificerede vandløb	13
4 Oplandskarakteristika og effektivitet af virkemidler	16
5 Metode	20
5.1 Data	21
5.2 Litteratur	21
6 Resultater	23
6.1 Data	23
6.2 Litteratur	24
6.3 Grænseværdi mellem maksimalt og godt økologisk potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb	27
6.4 Grænseværdi mellem de økologiske potentialeklasser	31
7 Konklusion	32
8 Referencer	33
Bilag 1	37
Bilag 2	38
Bilag 3	40

Forord

Nærværende projekt er bestilt af Miljøstyrelsen med det formål at tilvejebringe det tekniske grundlag for fastsættelse af grænseværdier mellem de økologiske potentialeklasser i stærkt modificerede og kunstige vandløb. Resultater af projektet er blevet fremlagt fra MST, der har haft mulighed for at give skriftlige kommentarer til rapporten.

Sammenfatning

I Danmark er der udpeget en række stærkt modificerede og kunstige vandområder, hvor målet er godt økologisk potentiale, svarende til en svag afvigelse fra det maksimale økologiske potentiale for de enkelte biologiske kvalitetselementer. Nærværende projekt danner det tekniske grundlag for en fastsættelse af grænserne imellem klasserne maksimalt og godt økologisk potentiale og imellem tilstandsklasserne godt og moderat økologisk potentiale for tilstandselementerne planter (makrofyter og fytobenthos) og fisk, idet der allerede er tilvejebragt et teknisk grundlag for disse grænser for smådyr (Baatstrup-Pedersen et al. 2020). Det var desværre ikke muligt at tilvejebringe et teknisk grundlag for en fastsættelse af grænserne mellem klasserne moderat og ringe og mellem klasserne ringe og dårligt økologisk potentiale, på grund af yderst ringe viden indenfor området.

Maksimalt økologisk potentiale identificeres her som den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde, når alle indsatser, der ikke har signifikant negative virkninger på brugen eller det bredere miljø, er blevet anvendt, mens godt økologisk potentiale identificeres som den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde, ved anvendelse af indsatser til opnåelse af maksimalt økologisk potentiale, dog frataget de indsatser, der vurderes kun at lede til en svag forbedring af de biologiske forhold (alene eller i kombination).

De udpegede stærkt modificerede og kunstige vandområder er tidligere blevet grupperet i to hovedtyper for fysisk modifikation, hvor den ene hovedtype er vandløb med ringe dækning af mudder på vandløbsbunden (<10 %), og den anden hovedtype er vandløb med betydelig dækning af mudder på vandløbsbunden (>10 %; Baatstrup-Pedersen et al. 2020). Denne gruppering vil også danne udgangspunkt for fastsættelse af grænseværdier for planter og fisk i nærværende projekt, men derudover vil der blive skelnet mellem vandløb med ringe fald <3 ‰ og vandløb med godt fald >3 ‰, da dette kan være afgørende for effektiviteten af de virkemidler, der kan tages i anvendelse i vandløbene – især for fiskene (Fejerskov et al. 2019).

Det tekniske grundlag for tilvejebringelse af grænseværdierne mellem de økologiske potentialeklasser tager afsæt i en række fysiske virkemidler udvalgt af Miljøstyrelsen. Disse inkluderer følgende: Udsiftning af bundmateriale, plantning af træer langs vandløbet, etablering af sandfang, etablering af okkeranlæg, fjernelse af fysiske spærringer, åbning af rørlagte strækninger uden efterfølgende hævning eller genslyngning, men med udlægning af groft materiale, etablering af miniådale med genslyngning, etablering af dobbeltprofil, strømrendetilpasning, uddybning af vandløb samt profilbearbejdning med efterfølgende restaureringsindsats. Disse virkemidler er alle beskrevet i rapporten 'Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb' (Fejerskov et al. 2019).

Forslag til grænseværdier mellem de økologiske potentialeklasser for bentske alger (SID_TID), makrofyter (DVPI) og fisk (DFFVØ og DFFVa) er baseret på: i) viden om de konkrete virkemidler, ii) tilstandsvurderinger for de enkelte tilstandselementer i vandløb udpeget som kunstige og stærkt modificerede vandløb i vandområdeplanerne, iii) eksisterende viden om effekten af

virkemidlerne baseret på en litteraturgennemgang. De givne forslag til grænsefastsættelse mellem de økologiske potentialeklasser afspejler dog, at der kun var begrænset viden om tilstanden for de enkelte tilstandselementer i de kunstige og stærkt modificerede vandløb og også kun begrænset viden om virkemidlernes effektivitet i disse vandløb for de enkelte tilstandselementer. Overordnet set ligger forslag til grænseværdier for maksimalt økologisk potentiale i stærkt modificerede og kunstige vandløb lavere end for naturlige vandløb, især i vandløb med høj grad af mudderdækning på vandløbsbunden og ringe fald. For så vidt angår forslag til grænseværdier for godt økologisk potentiale ligger disse på samme niveau som for maksimalt økologisk potentiale. Baggrunden for dette er, at anvendelse af flere virkemidler ikke forventes at kunne øge den økologiske kvalitet ud over det, der vil kunne opnås ved anvendelse af det/de mest effektive virkemidler. Dog vil det være en forudsætning for at nå disse økologiske potentialeklasser, at virkemidler, der opererer på oplandsniveau, dvs. etablering af sandfang, etablering af okkeranlæg og fjernelse af fysiske spærringer, anvendes i kombination med disse indsatser, da effekten ellers vil blive reduceret.

Summary

In Denmark, a number of heavily modified and artificial waterbodies have been designated for which the objective is to obtain good ecological potential, corresponding to a slight deviation from the maximum ecological potential for the individual biological quality elements. This project forms the technical basis for establishing the thresholds between maximum and good ecological potential and between good and moderate ecological potential for the elements plants (macrophytes and phytobenthos) and fish as a technical basis for these thresholds has already been established for benthic invertebrates (Baatrup-Pedersen et al. 2020). Unfortunately, it was not possible to provide a technical basis for determining the boundaries between the classes moderate and poor and between the classes low and poor ecological potential due limited knowledge.

Maximum ecological potential is here identified as the ecological quality that can be obtained in a heavily modified waterbody when all measures that do not have significant negative effects on the use or the wider environment have been applied, while good ecological potential is identified as the ecological quality that could be obtained in a heavily modified waterbody by using measures to achieve maximum ecological potential, excluding, however, measures that are only considered to lead to a slight improvement of the biological conditions (alone or in combination).

The designated highly modified and artificial waterbodies have earlier been classified into two main groups of physical modification – streams with poor coverage of mud on the stream bed (< 10%) and streams with significant coverage of mud on the stream bed (> 10%). 2020). This grouping will form the basis for determining threshold values for plants and fish in this project, but a distinction will also be made between streams with low slope < 3‰ and streams with a higher slope > 3‰ as this can be crucial for the efficiency of the measures that can be used in the streams – especially for fish (Fejerskov et al. 2019).

The technical basis for the determination of threshold values between the ecological potential classes is based on a number of physical measures selected by the Danish Environmental Protection Agency. These include the following: replacement of bottom material, planting of trees along the stream, establishment of sand traps, establishment of ochre precipitation basins, removal of physical barriers, opening of piped stretches without subsequent water level increase or remeandering but with deposition of coarse material, establishment of mini-stream valleys with remeandering, establishment of double profile, stream channel adjustment, deepening of streams and profiling with subsequent restoration. These measures are all described in the report “Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb (“Measures for improving the physical conditions of streams”) (Fejerskov et al. 2019, in Danish).

Proposals for threshold values between the ecological potential classes for benthic algae (SID_TID), macrophytes (DVPI) and fish (DFFVø and DFFVa) for each specific measure are based on: i) the measure, ii) assessment of the state of the individual elements in the streams identified as artificial and heavily modified streams in the river basin management plans, iii) existing knowledge about the effect of the measures based on a literature review. However, the proposed thresholds between the ecological potential classes reflect today’s limited knowledge of the state of the individual elements in the

artificial and heavily modified streams as well as the poor knowledge of the effectiveness of the measures in these streams for the individual elements. Overall, the proposed threshold values for maximum ecological potential in heavily modified and artificial streams are lower than for natural streams, especially for streams with high coverage of mud on the stream bed and low slope. With regard to proposals for threshold values for good ecological potential, these are at the same level as those for maximum ecological potential. The reason for this is that use of multiple measures is not expected to increase the ecological quality beyond what can be achieved by using the most effective measure(s). However, a prerequisite for obtaining these ecological potential classes is that measures operating at catchment level, i.e. establishment of sand traps, establishment of ochre precipitation basins and removal of physical barriers, are applied in combination with these efforts as the effect will otherwise be reduced.

1 Indledning

I et tidligere projekt "Teknisk grundlag for fastlæggelse af økologisk potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb" blev der på baggrund af en række kvantitative analyser, baseret på overvågningsdata fra det nationale overvågningsprogram NOVANA, fastsat miljømål i kunstige og stærkt modificerede vandløb for kvalitetselementet smådyr samt grænseværdier mellem maksimalt og godt samt mellem godt og moderat økologisk potentiale (Baatrup-Pedersen et al. 2020). Imidlertid var der kun var et meget begrænset datagrundlag for de øvrige tilstandselementer, planter og fisk, og derfor var det ikke muligt at fastsætte miljømål for disse med anvendelse af kvantitative analyser.

Da der fortsat ikke er et tilstrækkeligt datagrundlag fra NOVANA til at kunne gennemføre en kvantitativ analyse med henblik på at fastsætte miljømål og grænseværdier mellem maksimalt og godt samt mellem godt og moderat økologisk potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb for kvalitetselementerne planter (makrofyter og fytobenthos) og fisk, er der behov for at identificere alternative metoder til dette. Som udgangspunkt for dette kan anvendes EU CIS guidance dokumenter nr. 4 og nr. 37. Af guidance dokument nr. 37 fra 2019 "Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of heavily modified water bodies" fremgår detaljerede beskrivelser af processen til at definere og vurdere økologisk potentiale. Der er som udgangspunkt anvendt to tilgange til dette, hvoraf den såkaldte "afværgeforanstaltningstilgang" er anbefalet i tilfælde af et begrænset datasæt.

Ved denne tilgang identificeres "maksimalt økologisk potentiale" som den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde, når alle indsatser, der ikke har signifikant negative virkninger på brugen af dette eller det bredere miljø, er blevet anvendt. Ligeledes identificeres "godt økologisk potentiale" som den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde ved anvendelse af indsatser til opnåelse af "maksimalt økologisk potentiale" - frataget de indsatser, der vurderes kun at lede til en svag forbedring af de biologiske forhold (alene eller i kombination). Ved denne tilgang vil der således være overensstemmelse med definitionerne af maksimalt, godt og moderat økologisk potentiale for kunstige og stærkt modificerede vandområder, som de fremgår af bilag 1, afsnit 6 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

Der er tidligere gennemført en række analyser med henblik på at identificere, hvordan de forskellige typer af fysisk modifikation afspejles i de fysiske forhold i vandløbene (Baatrup-Pedersen et al. 2020) som baggrund for at identificere den/de afledte påvirkning(er) af de fysiske modifikationer, der påvirker de biologiske kvalitetselementer. I disse analyser blev der fokuseret på de parametre, der indgår i Dansk Fysisk Indeks (DFI), da disse parametre tidligere har vist sig at være afgørende for tilstanden af de biologiske kvalitetselementer, såfremt disse ikke er kemisk påvirkede (Pedersen et al. 2006). De tidligere analyser viste, at det kun var dækningen af mudder på vandløbsbunden, der gav en klar adskillelse af vandløbene, uanset hvilken hovedtype for fysisk modifikation vandløbet var henført til (Baatrup-Pedersen et al. 2020). På den baggrund var det derfor kun dækningen af mudder på vandløbsbun-

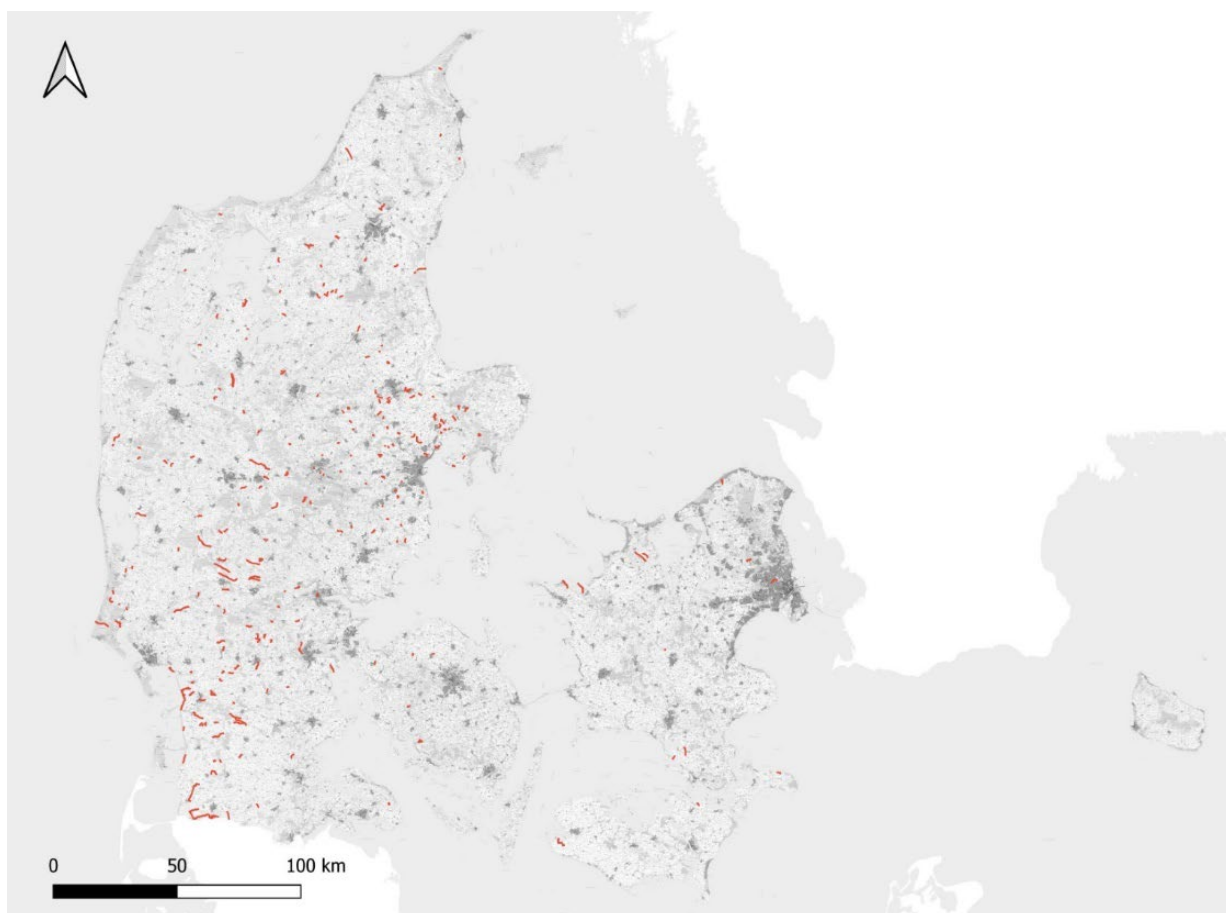
den, der blev anset for at være relevant at kigge på i forbindelse med fastsættelse af miljømål for Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) i de stærkt modificerede vandløb. Tilsvarende viste analyserne, at der ikke var systematiske forskelle i vandløb udpeget som henholdsvis kunstige og stærkt modificerede vandløb og dermed heller intet grundlag for at differentiere mellem disse i fastsættelsen af miljømålet. I dette projekt vil samme tilgang blive anvendt, således at det er muligt at sammenligne uanset den metodiske tilgang i tilgangen til fastsættelse af miljømål og grænsefastsættelse mellem økologiske potentialeklasser for smådyr og de øvrige tilstandselementer.

2 Formål

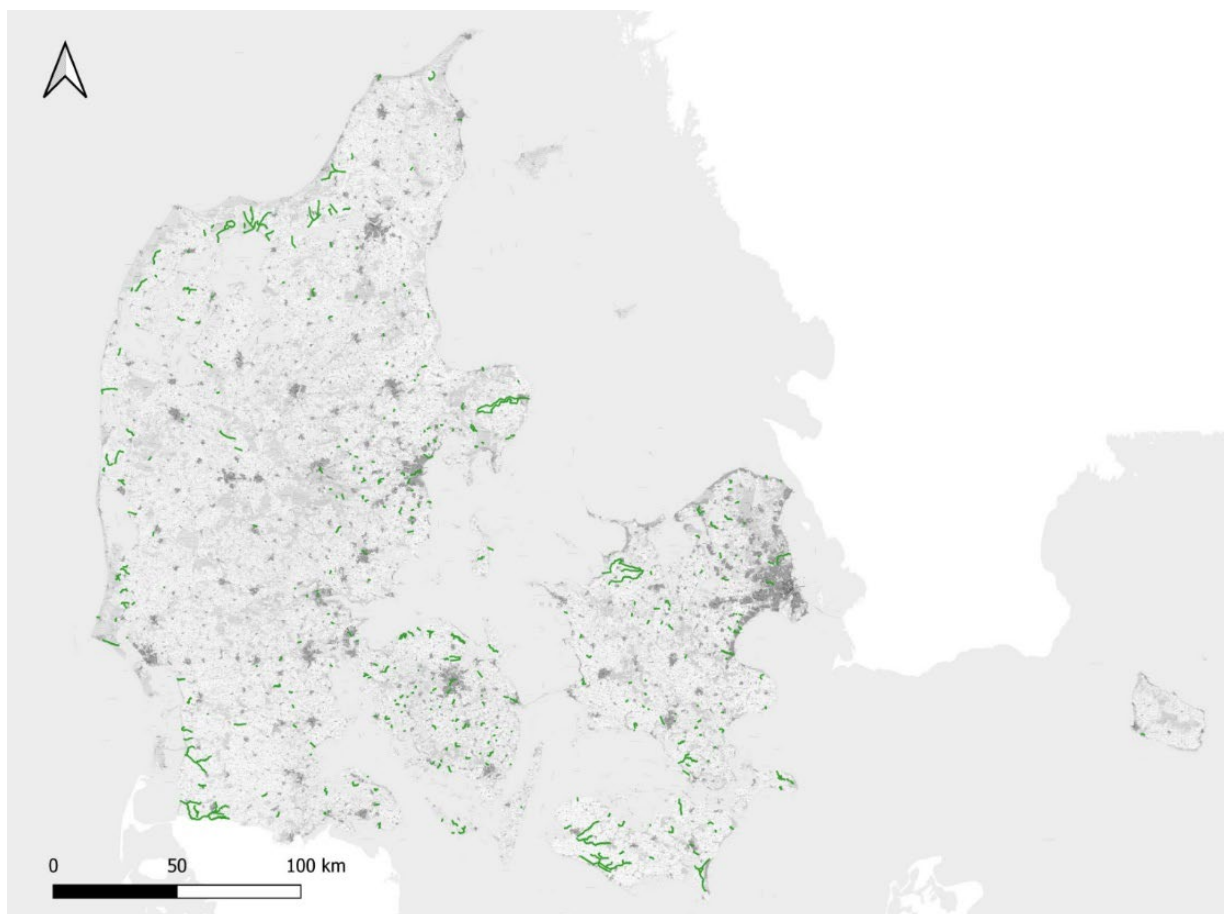
Projektets formål er at tilvejebringe en metode, der kan anvendes i en ekspertvurderingsproces til fastsættelse af miljømål for fysisk stærkt modificerede og kunstige vandløb for henholdsvis planter (makrofyter og fytobenthos) og fisk herunder grænseværdier mellem henholdsvis maksimalt og godt økologisk potentiale godt og moderat økologisk potentiale samt mellem de øvrige potentialeklasser. Metoden vil tage højde for, hvordan en række virkemidler kan forbedre forholdene i de kunstige og stærkt modificerede vandområder og betydningen af disse for den økologiske tilstand vurderet med tilstandsindikatorer for planter, (DVPI), bentiske alger (SID_TID) og fisk (DFVØ/a).

3 Karakteristik af kunstige og stærkt modificerede vandløb

Der er i vandområdeplanerne udpeget en række vandløb som værende henholdsvis kunstige og stærkt modificerede vandområder. I alt er der udpeget 250 kunstige og 462 stærkt modificerede vandløbsstrækninger. I nedenstående figurer (figur 1 og 2) ses fordelingen af kunstige og stærkt modificerede vandløb på landsplan. Fordelingen er også vist i Tabel 1.



Figur 1. De kunstige vandløbs placering i Danmark er vist med rødt.



Figur 2. De stærkt modificerede vandløbs placering i Danmark er vist med grønt.

Tabel 1. Antallet af strækninger udpeget som hhv. kunstige og stærkt modificerede vandløb i Danmark.

Region	Kunstige	Stærkt modificerede
Sjælland og Bornholm	17	163
Fyn	5	95
Vestjylland	91	60
Nordjylland og Limfjorden	47	55
Østjylland	90	89
Total	250	462

Den samlede længde af de målsatte vandområder udgør 18.500 km, heraf er 475 km kunstige og 1.020 km stærkt modificerede. Længden af strækningerne varierer fra ca. 100 meter til 15 km for de kunstige og fra ca. 100 m til 25 km for de stærkt modificerede strækninger, mens gennemsnitslængden for begge typer ligger på ca. 2 km. Fordelingen af strækningernes længde er helt identisk i de to grupper, og cirka 80 % af strækningerne er under 3 km lange. For begge grupper gælder, at et fåtal af strækningerne er over 10 km lange.

De kunstige vandløb ligger primært i Jylland, hvor de hovedsageligt befinder sig Østjylland og Vestjylland samt i mindre omfang i Himmerland og oplandet til Limfjorden. Der er ganske få kunstige vandløb i Vendsyssel og på øerne. De kunstige vandløb har som fællestræk, at de er gravet ned for at forbedre afvandingen af vandlidende jorde, enten ved at forbinde dårligt dræ-nede arealer med egentlige vandløbssystemer eller som kunstige kanaler

etableret med henblik på at dræne strandengsområder, moser og lavbunds-jorde. De er således beliggende både højt i terrænet og tæt ved havniveau. I Vestjylland er der en overrepræsentation af kunstige vandløb på hedeslet-terne, og her tenderer de kunstige vandløb til at være forlængelser af eksiste-rende mindre vandløb, således at opstrøms beliggende vandlidende områder (moser, enge) har fået forbedret deres afvanding, og arealerne dermed har kunnet udnyttes til landbrugsdrift. Vandløbene findes på forskellige jordty-per, men de er typisk anlagt som kanaler, der i lavbundsområder forbinder vandlidende jorde med vandløbssystemerne. Der er dermed tale om, at de findes på både ler- og sandjorde, men i lige så høj grad på organiske jorde i landskabets lavninger. Nogle få kunstige vandløb er anlagt som kanaler med afløb direkte til havet.

De stærkt modificerede vandløb er overrepræsenteret på øerne, hvor 258 (56 %) af strækningerne befinder sig. Der er generelt tale om små og mellemlange strækninger med enkelte undtagelser, hvor afvandingskanalerne omkring Lammefjorden og Kolindsund er medtaget som stærkt modificerede. Vandlø-bene er både afvandingskanaler, der afvander til havet, ligesom det er kortere eller længere strækninger beliggende i forskellige dele af vandløbssyste-merne. En række er af de stærkt modificerede vandløb løber gennem større byer, herunder Aarhus Å nedstrøms Brabrand Sø, Remstrup Å ved Silkeborg og Odense Å igennem Odense by. I det åbne land er de stærkt modificerede vandløb karakteriseret ved enten at være beliggende i landbrugsområder, hvor forløbet er stærkt udrettet, og/eller nedgravet for at sikre afvandingen af opstrøms områder. De stærkt modificerede vandløb har generelt højere mudderdækning end de kunstige vandløb, hvilket indikerer, at faldforhol-dene generelt er ringere end for de kunstige vandløb. De stærkt modificerede vandløb er i det åbne land karakteriseret ved at have et lige forløb, være dybt nedgravede og have et yderst reduceret fald – et forløb, som bevares ved jævnlige grødeskæringer og oprensninger, der sikrer, at vandløbet ikke ændrer forløb. De har således mistet forbindelsen til de omkringliggende arealer i ådalen, hvilket hæmmer den laterale udveksling af arter med omgivelserne. De bynære vandløb er typisk fikseret i deres forløb og nedgravet. Dette bety-der, at de heller ikke kan bevæge sig frit, og brinkerne har typisk kunstig ka-rakter med enten egentlige anlæg eller trapez-formede brinker.

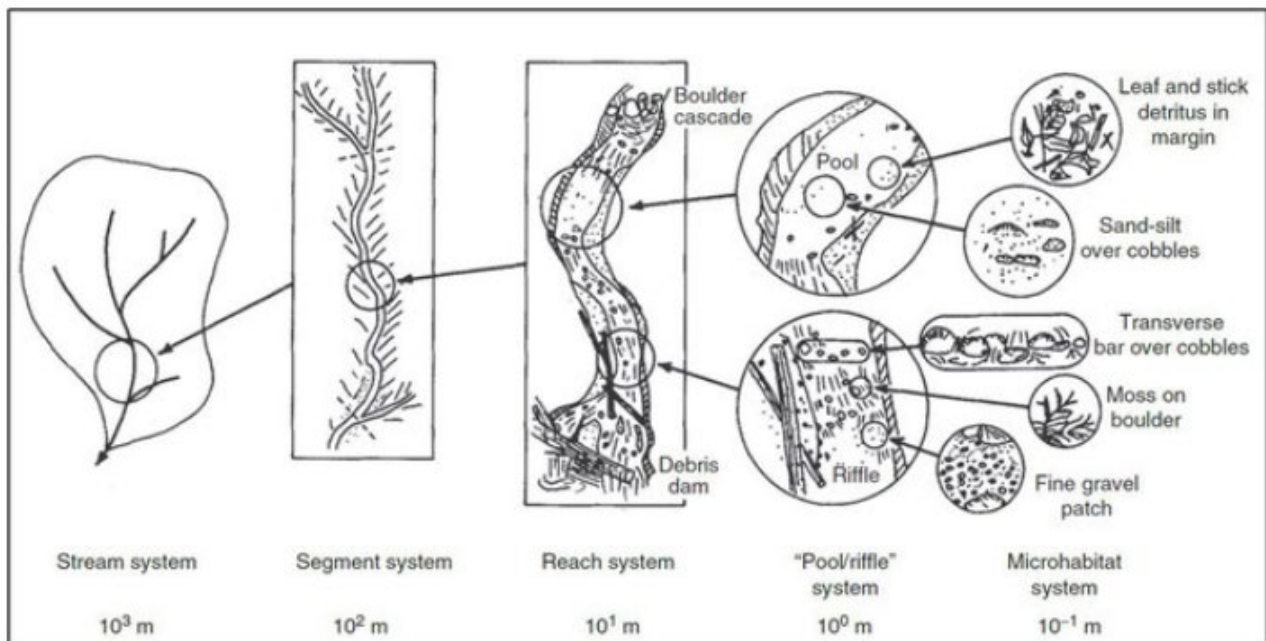
4 Oplandskarakteristika og effektivitet af virkemidler

De fysiske virkemidler, der kan tages i anvendelse i kunstige og stærkt modificerede vandløb, er virkemidler, der ikke har signifikant negative virkninger på brugen eller det bredere miljø omkring vandløbene, og disse er anført nedenfor.

1. Udskiftning af bundmateriale.
2. Plantning af træer langs vandløbet.
3. Etablering af sandfang.
4. Etablering af okkeranlæg.
5. Fjernelse af fysiske spærringer.
6. Åbning af rørlagte strækninger uden efterfølgende hævning eller genslyngning, men med udlægning af groft materiale.
7. Etablering af miniådale med genslyngning.
8. Etablering af dobbeltprofil.
9. Strømrendetilpasning.
10. Uddybning af vandløb samt profiltbearbejdning med efterfølgende restaureringsindsats.

Disse virkemidler er primært strækningsbaserede indgreb, der over en kortere eller længere strækning ændrer enten selve udformningen af længde og/eller tværsnitsprofil. Et enkelt virkemiddel (VM5) er designet til at skabe forbindelse mellem strækninger i vandløbet, og to andre virkemidler (VM3, 4) er målrettet udledningen af fint materiale og okker til vandløbene. Disse to virkemidler er karakteriseret ved at være målrettet processer, som foregår på en lidt større skala, typisk del-oplandsniveau, hvor drænedede tørvejorde kan udlede store mængder okker og dræn, eller opstrøms erosion kan tillede store mængder af finkornet sand til strækningerne. I en række af de strækningsbaserede virkemidler indgår en udskiftning af eller tilførsel af bundmateriale (VM1, 6, 7). Her udlægges typisk grus eller lignende for at kompensere for den fjernelse, der har fundet sted i forbindelse med tidligere tiders reguleringer og udgravning.

Den økologiske tilstand i vandløb er bestemt af en række forhold, der opererer på forskellig rumlig skala. Således vil både forhold på vandløbssystem- og oplandsniveau samt strukturer og processer på stræknings- og mikrohabitatniveau kunne spille en rolle for den økologiske tilstand (Figur 3). I Danmark har man som i andre europæiske lande valgt at dele vandløbssystemerne op i en række strækninger, og inden for disse strækninger måles den økologiske tilstand. Dette betyder, at der fokuseres på strækningen, når der implementeres virkemidler. Dette kan betyde, at betydningen af processer på vandløbssystem- og oplandsniveau, samt strukturer og processer på mikrohabitatniveau, overses, og dermed kan implementeringen af et virkemiddel blive suboptimalt. Dette gælder særligt i vandløbssystemer som i Danmark, hvor vandløbene ikke bare er under pres fra en enkelt påvirkning, men hvor der er en række forskellige påvirkninger, der virker samtidigt. Disse påvirkninger kan være fysisk forarmning, kemisk belastning og hydraulisk belastning fra dræn eller udløb fra separat eller fælleskloakerede områder i bymæssig eller bynær bebyggelse.



Figur 3. Hierarkisk opbygning af et vandløbssystem og dets habitater med angivelse af skala for de enkelte niveauer (Frissell et al. 1986).

Som eksempel kan gives, at udskiftning af bundmateriale på en strækning ikke vil have den forventede (og ønskede) effekt, hvis der samtidig tilføres store mængder af finkornet materiale fra drænudløb, enten på strækningen eller på strækninger opstrøms.

Virkemidlets effektivitet afhænger desuden også af de tilgrænsende strækningers fysiske og biologiske kvalitet samt tætheden og mængden af strækninger, både op og nedstrøms. Hertil kommer, at indskudte søer kan være med til at ændre spredningsforholdene for både fisk, smådyr og planter. En succesfuld implementering af et virkemiddel betinger, at der forhold til stede på de tilgrænsende strækninger, der kan sikre indvandring af arter, som har været forsvundet, samt at udbuddet af habitater på både makro-, meso- og mikroniveau er til stede både i systemet, men også på den strækning, hvor virkemidlet er implementeret. I oplande, hvor der er stærkt forøget sedimenttransport, som potentielt kan infiltrere i grus og dække større flader i vandløbet, er det vigtigt, at denne tages i betragtning, da effektiviteten af de ovenstående virkemidler på strækningniveau vil reduceres ganske betragteligt. Det er således en vigtig præmis for implementeringen af virkemidlerne, at det kan sikres, at de fremstår virkningsfulde på en relativt lang tidsskala. Ligeledes bør der tages hensyn til lokale forhold såsom hældningen. I vandløb med meget beskeden hældning og deraf langsom strømhastighed er der tendens til akkumulering af finkornet organisk materiale (mudder). Begge disse forhold kan påvirke mikrohabitatene og reducere effekten af virkemidlet, ligesom stærkt forøget tilstedeværelse af mudder kan påvirke iltforholdene på strækningen.

Ovenstående leder frem til, at det kan være særdeles svært at fremkomme med et sæt af virkemidler, som på en strækning kan sikre overgangen til godt eller højt økologisk potentiale. Dette skyldes, at de rette forhold skal være til stede både i oplandet, men også på mesohabitatniveau (strækning), hvor virkemidlet implementeres. Ved forøgede næringsværdier, forøget sedimenttransport, tilstedeværelse af mudder og reducerede faldforhold kan imple-

menteringen af et strækningsbaseret virkemiddel være mindre gunstig, da tilstanden er dikteret af forhold på enten større eller mindre skala. Således vil tilstedeværelsen af landbrug i oplandet ofte medføre øget tilstrømning fra dræn, med forøget finkornet sedimenttransport til følge, ligesom udledninger fra bymæssig bebyggelse vil kunne bevirke både kemisk og hydraulisk stress. Er udbuddet af mesohabitater ikke til stede, eller kan de ikke udvikles, kan eksempelvis strømrendetilpasning heller ikke forventes at bidrage væsentligt til at forbedre det økologiske potentiale.

Disse betragtninger vil alle indgå i vurderingen af effekten af de enkelte virkemidler for det økologiske potentiale i vandløbene for de enkelte tilstandselementer.

Hydromorfologiske forhold og økologisk potentiale

Den normative definition på højt økologisk potentiale er følgende: *"De hydromorfologiske forhold er sådanne, at de eneste påvirkninger af overfladevandområdet er dem, der følger af det kunstige eller stærkt modificerede vandområdes karakteristika, når alle gennemførlige genoprettende foranstaltninger er truffet til sikring af den bedst opnåelige tilnærmelse til et økologisk kontinuum, navnlig med henblik på faunæns migration og passende gyde- og yngleområder."*

Stærkt modificerede vandløb er primært påvirket af dræning, og er karakteriseret ved, at både afstrømningsforløb og de fysiske forhold er blevet ændret. Dette betyder, at i disse vandløb vil afstrømningens variation og volumen være ændret, således at der generelt er en hurtigere afvikling af afstrømningen og et generelt mindre bidrag af grundvandstilstrømning, med øget risiko for reduceret vandføring og i nogle tilfælde udtørring i sommerperioden.

Virkemidlerne, der ifølge virkemiddelkataloget kan anvendes, er udelukkende målrettet de fysiske forhold og ikke afstrømningen. Potentialet beskrives altså udelukkende ved brug af fysiske indgreb.

For at opnå højt eller godt potentiale er det nødvendigt, at indgreb, der virker på oplandsskala, er gennemført, dvs. at alle spærringer er fjernet, ligesom virkemidler til begrænsning af belastning med okker og finkornet sediment om nødvendigt er gennemført (sandfang og okkerfældningsbassiner). Hertil kommer at højt eller godt økologisk potentiale kun kan opnås, hvis de væsentlige morfologiske elementer i vandløbet er genskabt, herunder tilstedeværelsen af groft substrat og tilnærmelsesvis naturlig variation i, eller kun lidt modifikation af, dybde- og breddeforholdene. Den hydrologiske kontakt til de vandløbsnære arealer vil være beskedne, og disse kan være præget af væsentlige modifikationer i forhold til naturlige forhold.

Ved moderat økologisk potentiale forekommer den naturlige variation i dybde og bredde ikke, og vandløbet fremstår med et nedgravet og kanaliseret forløb uden væsentlig kontakt til de vandløbsnære arealer. Det grove substrat, der er lagt ud for at forbedre forholdene i vandløb, bliver gradvist påvirket af tilsanding, fordi tilførslen af finkornet materiale, fra fx dræn, ikke er effektivt stoppet, og den interne erosion på opstrøms strækninger stadig frigør materiale, der påvirker strækningen. Der er ingen spærringer i systemet.

Ringe og dårligt økologisk potentiale er karakteriseret ved, at kontinuiteten er påvirket, fordi der kun i mindre grad eller slet ikke er gennemført en indsats for at skabe fri passage igennem vandløbssystemet. Ved ringe potentiale

kan dette være et omløbsstryg eller en fisketrappe, der ikke virker efter hensigten, og for dårligt potentiale en total spærring. Bredzonen er karakteriseret ved at være kunstig, dvs. uden vegetation, og vandløbet er nedgravet og uden kontakt til omgivelserne. En eventuel udlægning af groft materiale er uden effekt, fordi der til stadighed pålejres fint materiale og også organisk materiale grundet opstrøms tilførsel og strømhastigheden er typisk lav, grundet beskedent fald. For både ringe og dårligt økologisk potentiale vil en reduktion i tilførsel af okker og fint materiale samt fjernelse af spærring kun være gennemført i sporadisk omfang, hvis overhovedet. Sidstnævnte, sammen med den helt kunstige bredzone, er karakteristisk for vandløb med ringe og dårligt økologisk potentiale.

Ovenstående karakteristika for kunstige og stærkt modificerede vandløb er sammenfattet i tabel 2.

Tabel 2. Tabellen sammenfatter de hydromorfologiske forhold, der karakteriserer kunstige og stærkt modificerede vandløb i forskellige økologiske potentialeklasser.

Hydromorfologi	Høj	God	Moderat	Ring	Dårlig
Hydrologisk regime					
Vandstrømningens volumen og variation	Forhøjet peakvandføring	Forhøjet peakvandføring	Forhøjet peakvandføring	Forhøjet peakvandføring	Forhøjet peakvandføring
Forbindelse med grundvandsforekomster	Øget drænastrømning Hel eller delvis afkobling fra dybt grundvand	Øget drænastrømning Hel eller delvis afkobling fra dybt grundvand	Øget drænastrømning Hel eller delvis afkobling fra dybt grundvand	Øget drænastrømning Hel eller delvis afkobling fra dybt grundvand	Øget drænastrømning Hel eller delvis afkobling fra dybt grundvand
Kontinuitet	Ingen spærring	Ingen spærring	Ingen spærring	Delvis spærring	Spærring
Morfologi					
Variation i dybde og bredde	Beskedent reduktion i variation i dybde og bredde	Reduktion i variation i dybde og bredde	Kanaliseret forløb	Kanaliseret forløb	Kanaliseret forløb
Bundforhold – substrat	Udlagt groft substrat	Udlagt groft substrat	Udlagt groft substrat, men, med tilsanding over tid	Intet groft substrat – sand og mudderdækning overlejrer udlægning over tid	Intet groft substrat – sand og mudderdækning overlejrer udlægning over tid
Bredzonen	Homogen bredzone uden hydrologisk kontakt til ådalen	Homogen bredzone uden hydrologisk kontakt til ådalen	Homogen bredzone uden hydrologisk kontakt til ådalen	Kunstig bredzone	Kunstig bredzone
VM3,4 5 gennemført*	Gennemført	Gennemført	Gennemført	Delvist gennemført	Ikke gennemført

* Nærmere forklaret og begrundet i afsnit 7.3

5 Metode

Dette projekt bygger videre på viden etableret i et tidligere projekt om afledte effekter af forskellige hovedtyper af fysiske påvirkninger i kunstige og stærkt modificerede vandløb (Baattrup-Pedersen et al. 2020). Således vil der i nærværende projekt blive skelnet mellem vandløb med ringe dækning af mudder på vandløbsbunden (<10 %) og betydelig dækning af mudder på vandløbsbunden (≥ 10 %), som viste sig at være den væsentligste afledte effekt af fysisk modifikation uanset hovedtype (Baattrup-Pedersen et al. 2020). Derudover vil der blive skelnet mellem vandløb med ringe fald <3 ‰ og vandløb med godt fald ≥ 3 ‰, da dette kan være afgørende for effektiviteten af relevante virkemidler i vandløbene (Fejerskov et al. 2019). Data vedrørende fald er her vand-spejlsfald.

Indledningsvist vil de økologiske indeks i form af DVPI, DFFVØ/a og SID_TID blive sammenstillet i de udpegede kunstige og stærkt modificerede vandområder med det formål at undersøge, hvilke værdier disse kan antage i vandløb med henholdsvis ringe (<10 %) og betydelig dækning af mudder på vandløbsbunden (≥ 10 %) samt ringe (<3 ‰) og godt fald (≥ 3 ‰). Denne sammenstilling vil udelukkende inkludere vandløb, hvis nuværende tilstand ikke vurderes at bero på de vandkemiske forhold. Til dette anvendes kritiske værdier for biologisk iltforbrug samt næringsstoffer (se Baattrup-Pedersen et al. 2020).

Herefter vil der blive gennemført en vurdering af udvalgte virkemidlers effektivitet i de fire vandløbstyper (< ≥ 10 % mudderdækning og < ≥ 3 ‰ hældning under antagelse af, at virkemidlerne ved implementering er effektive i hele vandplanperioden, dvs. minimum 6 år. Virkemidlerne tager udgangspunkt i Fejerskov et al. (2019) og er af Miljøstyrelsen (MST) udvalgt således, at disse ikke vil have signifikant negative virkninger på brugen af vandløbene eller det bredere miljø omkring vandområderne.

Derudover vil eksisterende litteratur og viden om, i hvor høj grad virkemidlerne kan bidrage til, at miljømålene i vandløbene kan nås blive fremsøgt. Litteraturen dækker både effekter i naturlige samt i kunstige og stærkt modificerede vandløb, således at der opnås bedst mulig indsigt i virkemidlernes effektivitet.

På baggrund af de gennemførte analyser og vurderinger vil der blive udarbejdet et ekspertvurderingssystem, som kan anvendes i en vurdering af, hvordan virkemidlerne alene og i kombination kan forbedre det fysiske udgangspunkt for de biologiske kvalitetselementer som basis for fastsættelse af grænser for miljømål for fysisk stærkt modificerede og kunstige vandløb. "Maksimalt økologisk potentiale" bliver defineret som svarende til den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde, når alle indsatser, der ikke har signifikant negative virkninger på brugen eller det bredere miljø, er blevet anvendt. Tilsvarende vil "godt økologisk potentiale" svare til den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde ved anvendelse af indsatser til opnåelse af "maksimalt økologisk potentiale", men frataget de indsatser, der vurderes kun at lede til en svag forbedring af de biologiske forhold (alene eller i kombination).

De virkemidler, der vil blive vurderet, er udpeget af Miljøstyrelsen og fremgår af afsnit 5. For en gennemgang af virkemidlerne og deres påvirkning af det fysiske vandløbsmiljø henvises til rapporten 'Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb' (Fejerskov et al. 2019).

5.1 Data

Udtræk af data fra de kunstige og stærkt modificerede områder bygger på de seneste registreringer på kontrolovervågningsstationer i NOVANA-programmet 2004-2021. Herefter er de økologiske indeks i form af DVPI, DVFI, DVFFø/a og SID_TID beregnet med det formål at undersøge, hvilke værdier disse kan antage i vandløb med henholdsvis ringe (<10 %) og betydelig dækning af mudder på vandløbsbunden (>10 %) samt ringe (<3 ‰) og godt fald (>3 ‰).

Der er kun medtaget data, hvor der både er biologiske og fysiske data på samme station. Vandløb med et højt biokemisk iltforbrug (BI5) er udeladt, da indeksene i givet fald vil kunne afspejle, at vandløbet er påvirket af organisk stof. For DVFFa/ø svarer det til BI5 1,26 mg/l, og for smådyrene svarer det til BI5-værdier, der ligger over 1,4 mg/l, 1,5 mg/l og 1,8 mg/l i hhv. type 1, type 2 og type 3 vandløb. De samme grænseværdier er anvendt for SID_TID som for DVFI. I denne sammenstilling af data anvendes kun de seneste tilgængelige data.

Antallet af stationer med observationer for de enkelte økologiske tilstandsindeks varierer. Tabel 3 angiver antallet af vandløb med data for de enkelte kvalitetselementer. Kvalitetselementerne og deres forkortelser er ligeledes angivet i tabellen.

Tabel 3. Antallet af observationer for hvert af de biologiske indeks i de 499 stærkt modificerede og kunstige vandområder. I tabellen er år for nyeste data endvidere medtaget.

Indeks	Antal observationer	År
SID TID	16	2021
DVPI	90	2020
DVFI	449	2020
DVFFø	6	2020
DVFFa	15	2020

5.2 Litteratur

Relevant litteratur er fremsøgt med anvendelse af søgemaskinerne: Web of Science, Google Scholar, Google, Scopus og ResearchGate. Ydermere er inkluderet specialeafhandlinger i det omfang, at disse er kendt. Fremsøgning af litteratur tog udgangspunkt i forskellige kombinationer af søgeord og søgesætninger (bilag 1). Fremsøgningen blev opdelt i to søgninger, hvoraf den ene udelukkende afsøgte litteratur med anvendelse af følgende relativt stringente kriterier: danske undersøgelser, lavlandsvandløb, modificeret vandløb, indsatser med et eller flere af de ovennævnte virkemidler, mens den anden søgning afsøgte litteratur med anvendelse af bredere søgekriterier. I sidstnævnte er der bl.a. medtaget artikler, der beskriver tilstanden, hvor der ikke er anvendt nogle af de nævnte virkemidler, fx tilstanden af fiskesamfundene i vandløb med spærringer.

Effekten af de enkelte virkemidler på tilstandselementerne blev vurderet med anvendelse af en skala fra 0 til 3, hvor 0 svarer til ingen effekt, og 3 svarer til

stor effekt (bilag 3). Endvidere indgik relevansen af artiklernes resultater samt værdien af disse med udgangspunkt i, i hvor høj grad resultaterne kan forventes at kunne overføres til danske forhold, herunder også overvejelser om hvor sammenlignelige vandløbene var i forhold til vandløbs- og oplandskarakteristika i danske vandløb. Ligeledes blev tidsaspektet inddraget, således at studier, der kunne dokumentere langvarige effekter, blev tillagt stor værdi, mens studier, der kun kunne dokumentere kortvarige effekter, blev tillagt ringere værdi. Litteraturtypen blev også tillagt værdi, hvor videnskabelige publikationer, der har gennemgået et kritisk peer review, blev tillagt størst værdi. Derudover indgik også overvejelser om det forsøgsdesign, som artiklernes resultater var baseret på. Undersøgelser, der kun var baseret på en efterundersøgelse (A), tillægges mindre værdi end undersøgelser, hvor der var gennemført undersøgelser både før og efter implementering af virkemidlet (BA) og/eller undersøgelser, hvor der var gennemført sammenlignende studier mellem en eller flere strækning(er), hvor virkemidlet er implementeret med en eller flere strækning(er), hvor virkemidlet ikke er implementeret (CI). Endelig blev det statistisk set stærkeste forsøgsdesign med både før-efter (BA) og kontrol-effekt (CI) studier tillagt den største værdi (BACI). Datatypen spiller også en rolle for resultaternes værdi, hvor kvalitative beskrivelser af resultaterne vægter i ringe grad, mens studier baseret på egentlige kvantitative data blev tillagt større værdi.

6 Resultater

6.1 Data

Tabel 4 og 5 sammenstiller de økologiske tilstandsindikatorer i form af DVPI, DVFF \emptyset /a og SID_TID i de udpegede kunstige og stærkt modificerede vandløb med henholdsvis ringe (<10 %) og betydelig dækning af mudder på vandløbsbunden (>10 %) samt ringe (<3 %) og godt fald (>3 %).

Det fremgår af tabel 4, at antallet af tilstandsvurderinger generelt er højere for strækninger med betydelig dækning af mudder, og hvor hældningen er mindre end 3 %. Når indeksværdierne sammenlignes, er der ikke statistisk signifikant forskel på disse i vandløb med henholdsvis ringe og betydelig dækning af mudder. Tilsvarende er der heller ikke statistisk signifikant forskel på indeksværdierne i vandløb med henholdsvis ringe og godt fald. Datagrundlaget er imidlertid begrænset for både DVFF \emptyset /a, DVPI og SID_TID, og derfor er analyseresultatet usikkert.

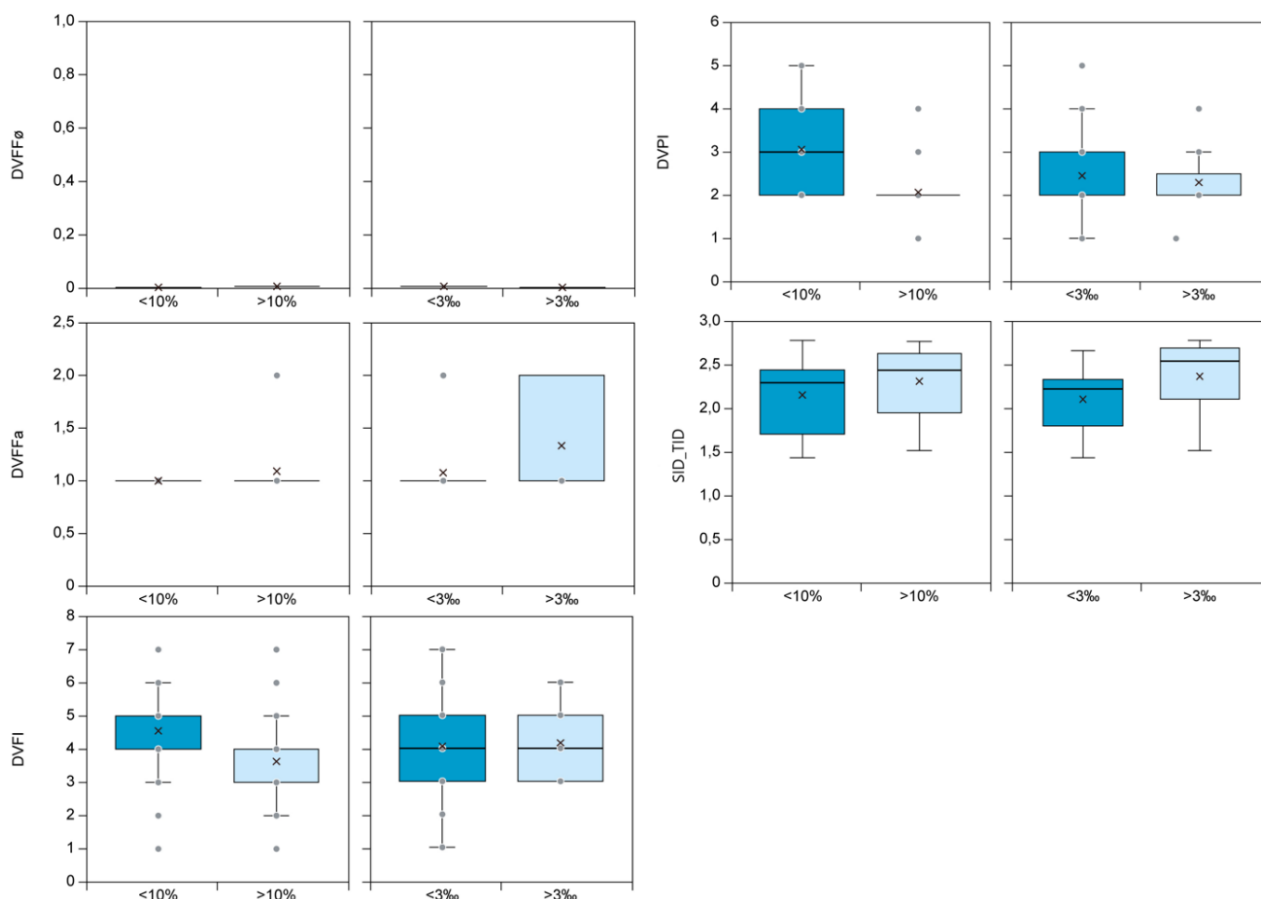
Figur 5 viser bokplot for tilstandsværdierne DVFFa/ \emptyset , DVFI, DVPI og SID_TID på strækninger med henholdsvis ringe (<10 %) og betydelig dækning af mudder på vandløbsbunden (>10 %) samt hældning, hvor der adskilles ved henholdsvis ringe (<3 %) og godt fald i terræn (>3 %).

Tabel 4. Angiver median, minimum og maksimum inddelt efter <10 % og >10 % dækning af mudder.

Indeks	<10 % mudder			>10 % mudder			P
	Median	Minimum-Maksimum	n	Median	Minimum-Maksimum	n	
DVFF \emptyset	-	-	2	-	-	2	-
DVFFa	1	1	3	1	1 - 2	11	-
DVPI	3	2 - 5	32	2	1 - 4	58	0,356
DVFI	4	1 - 7	217	4	1 - 7	232	0,617
SID TID	2,23	1,43 - 2,78	6	2,44	1,52 - 2,77	10	0,426

Tabel 5. Angiver median, minimum og maksimum inddelt efter <3 % og >3 % hældning.

Indeks	Median	<3 % hældning		Median	>3 % hældning		P
		Minimum-Maksimum	n		Minimum-Maksimum	n	
DVFF \emptyset	-	-	2	-	-	2	-
DVFFa	1	1 - 2	13	1	1 - 2	3	-
DVPI	2	1 - 5	73	4	1 - 4	17	0,372
DVFI	4	1 - 7	437	4	3 - 6	12	0,592
SID TID	2,22	1,43 - 2,66	7	2,54	1,52 - 2,78	9	0,311



Figur 4. Boksplot over biologiske indeks på strækninger med mudder $</> 10\%$ og hældning $</> 3\text{‰}$. Boksenes øvre og nedre grænse angiver øvre og nedre kvartil, krydset i boksen angiver medianen, mens punkterne angiver afvigende datapunkter.

6.2 Litteratur

I alt er der identificeret 46 relevante artikler (Bilag 1). I tabel 6 findes en oversigt over antallet af artikler identificeret for de enkelte virkemidler. Artiklerne er udgivet i perioden fra 1979 og frem til år 2022 og dækker både type 1, 2 og 3 vandløb. Arealanvendelsen i oplandene til vandløbene varierer, men de fleste undersøgte strækninger har primært landbrugsdrift i oplandet.

Tabel 6. Tabellen viser antallet af artikler, der undersøger effekter af virkemidlerne, samt årstal for studiet, vandløbstypen og arealanvendelsen i oplandet. *indikerer, at kombinationen af virkemidlerne ikke er beskrevet, mens ** indikerer, at den konkrete effekt af virkemidlet ikke er beskrevet.

Virkemiddel	Antal artikler	Årstal	Vandløbs type	Arealanvendelse
Udskiftning af bundmateriale	16	2004-2022	Type 1-3	Landbrug, urban, naturlig
Plantning af træer langs vandløbet	8	1979-2013	Type 1-3	Afgræsning, landbrug, urban, skov
Etablering af sandfang	5	1996-2010	Type 1-2	Naturlig, urban
Etableringen af okkeranlæg	3	2004-2019	Type 1-3	Landbrug
Fjernelse af fysiske spærringer	6	2006-2020	Type 1-2	Landbrug og dambrug
Åbning af rørlagte strækninger uden efterfølgende hævning eller genslyngning, men med udlægning af groft materiale*	3	2012-2016	-	-
Etablering af miniådale med genslyngning*	7	1998-2021	Type 1-3	Landbrug, urban, afgræsning
Etablering af dobbeltprofil	2	1987-2021	Type 1-3	Landbrug
Strømrendetilpasning**	5	2017	Type 1-3	Landbrug, urban, afgræsning, naturlig
Uddybning af vandløb samt profiltbearbejdning med efterfølgende restaureringsindsats	0	-	-	-

Overordnet set er effekterne af de undersøgte virkemidler ikke veldokumenteret for hverken de bentiske alger og planter og overraskende nok heller ikke for smådyr eller fisk, særligt ikke når disse anvendes som enkeltstående virkemidler. Overordnet set viser studierne dog, i) at oplandskarakteristika kan være afgørende for effekten af de enkelte virkemidler, ii) at lokale habitatforhold spiller en væsentlig rolle for effektiviteten, og iii) at de fysiske forhold generelt, herunder substratsammensætningen, kan være lige så afgørende for effektiviteten som selve virkemidlet.

Nedenfor opsummeres de væsentligste resultater fra artiklerne for hvert virkemiddel. Virkemidlerne sandfang og okkeranlæg vurderes dog ikke i denne rapport, da det kan forventes, at de har den samme effekt i kunstige og stærkt modificerede vandløb, som de har i naturlige vandløb. Begge virkemidler opererer således på oplandsniveau med det formål at forbedre forholdene på alle strækningerne nedstrøms okkeranlægget eller sandfanget.

Effekter af virkemiddel 1: Udskiftning af bundmateriale

Den største direkte effekt af udlægning af groft substrat ses på smådyr og ørred, mens effekten på makrofyter og bentiske alger i højere grad ser ud til at hænge sammen med variationen i bundsubstratet. Den fundne effekt af virkemidlet kan forstærkes med andre samtidige tiltag som eksempelvis plantning af træer (2) og for smådyrenes og fiskenes vedkommende især fjernelse af spærringer (5) og genslyngning. Genslyngning er imidlertid ikke et muligt virkemiddel i kunstige og stærkt modificerede vandløb.

Effekter af virkemiddel 2: Plantning af træer langs vandløb

Der er ingen undersøgelser, der direkte kan dokumentere ændringer i de biologiske tilstandsindikatorer som følge af implementering af virkemidlet 'Plantning af træer langs vandløb' med undtagelse af et enkelt studie fra USA, der viser, at det kan tage en rum tid, før en biologisk effekt af nyplantet skov viser sig. I nævnte studie skyldtes dette formentlig ustabile brinker og stor sedimenttransport. Hovedparten af de fundne studier sammenligner i stedet de biologiske forhold på strækninger med og uden træer langs vandløbene. Igen ser oplandskarakteristika ud til at spille en rolle for, om der kan identificeres forskelle i tilstandselementerne mellem strækningerne, men der er flere studier, der finder, at skovklædte vandløb rummer flere arter og en højere diversitet af makroinvertebrater. For makroinvertebrater er det endvidere fundet, at tilstedeværelse af dødt ved påvirker artsrigdommen positivt, men at denne effekt forsvinder, hvis vandløbet er udsat for høj forøget sedimenttransport, fordi veddet dækkes. Et studie viser endvidere, at elletræer har en positiv effekt på både makroinvertebrater og fisk, idet arts- og individantallet var større i vandløb med elletræer langs kanten. Derudover nævnes også en positiv effekt af skygning på iltindholdet, samt at fritskyllede rødder kan fungere som både substrat for makroinvertebrater og skjul for fisk, mens trækroerne også tiltrækker de insekter, der lever de første stadier af deres liv i vand.

Effekt af virkemiddel 3: Etablering af sandfang

Det kan ikke forventes, at virkemidlet vil virke væsentlig anderledes i kunstige og stærkt modificerede vandløb end i naturlige vandløb. Dog kan effekten forventes at være mindre, grundet de fysiske begrænsninger, der er i kunstige og stærkt modificerede vandløb. Dette gælder især i vandløb med ringe fald, hvor der vil kunne deponeres store mængder sand som følge af lav

strømhastighed. I disse vandløb kan man ikke som udgangspunkt forvente at sandfang virker, hvis der samtidig tilføres yderligere sediment nedstrøms sandfanget eller i store mængder på den målsatte strækning. På strækninger med en sådan stor tilførsel af sediment fra dræn vil sandfang ikke virke efter hensigten, da kapaciteten i disse vil overskrides og dermed vil der ikke holdes sand tilbage i det omfang, der kan friholde den nedstrøms strækning.

Effekt af virkemiddel 4: Etablering af okkeranlæg

Det kan ikke forventes, at effekten af virkemidlet vil være væsentlig anderledes i kunstige og stærkt modificerede vandløb end i naturlige vandløb. Dog kan effekten forventes at være mindre, da tidligere datasammenstillinger har vist, at de ganske få vandløb, der kan opnå målopfyldelse på strækninger, der er tydeligt påvirket af okkerudfældning, alle er vandløb med gode fysiske forhold.

Effekt af virkemiddel 5: Fjernelse af fysiske spærringer

Effekten af virkemidlet kan være mindre i kunstige og stærkt modificerede vandløb, da de fysiske forhold på de kunstige og stærkt modificerede strækninger kan begrænse den fulde effekt af fjernelsen af de fysiske spærringer. Dette skyldes at udbuddet af habitater på meso- eller mikroskala kan være ringe som følge af de modificerede fysiske forhold, hvilket kan betyde at arterne ikke kan understøttes på den konkrete strækning, heller ikke selvom disse findes i eventuelle tilløb til strækningen.

Effekt af virkemiddel 6: Åbning af rørlagte strækninger uden efterfølgende hævning eller genslyngning men med udlægning af groft materiale

Virkemidlet kan have en positiv effekt på alle biologiske tilstandselementer. Den fundne litteratur underbygger, at der skal anvendes groft materiale i kombination med genåbningen for at opnå den bedste effekt.

Effekt af virkemiddel 7: Etablering af miniådale med genslyngning

Der foreligger en del studier, både nationale og internationale, der har undersøgt effekten af genslyngning af naturlige vandløb, hvor vandløbet samtidig bringes i kontakt med det omgivende terræn, men der findes ingen studier, der undersøger effekten af miniådale som et virkemiddel alene eller i kombinationen med genslyngning. Virkemidlet benyttes som klimasikringstiltag forskellige steder i landet. Da etablering af miniådale med genslyngning ikke involverer, at vandløbet bringes i terræn, kan resultaterne ikke anvendes i en vurdering af potentielle effekter af kombinationen af etablering af miniådale og genslyngning.

Effekt af virkemiddel 8: Etablering af dobbeltprofil

Der er kun identificeret ét studie, der har set nærmere på etablering af dobbeltprofil, nemlig et studie i Lilleåen i Favrskov Kommune. Studiet viste, at det er helt centralt, at virkemidlet tilpasses de fysiske forhold. Især faldforholdene kan være afgørende for, om det er muligt at bevare bundkoten. Studiet viste også, at vedligeholdelsesomkostningerne er store, fordi det aflejrede sediment skal bortfjernes, samtidig med at der skal bortskæres vegetation på kanterne.

Effekt af virkemiddel 9: Strømrændetilpasning

Der findes ingen studier af effekterne af dette virkemiddel.

Virkemiddel 10: Uddybning af vandløb samt profilbearbejdning med efterfølgende restaureringsindsats

Der findes ingen studier af effekterne af dette virkemiddel.

6.3 Grænseværdi mellem maksimalt og godt økologisk potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb

På ovenstående baggrund skal grænseværdier for de økologiske potentialeklasser i kunstige og stærkt modificerede vandløb fastlægges ud fra de værdier for de biologiske kvalitetselementer, der er opnåelige i den mest sammenlignelige type overfladevand givet de fysiske forhold, som følger af det stærkt modificerede vandløbs karakteristika. Dette betyder i praksis, at der skal tages højde for de fysiske modifikationer i fastsættelse af miljømål i disse vandløb, således at beskyttelsesniveauet, i form af en tilstandsklasse for grænsen mellem godt/moderat økologisk potentiale, afspejler de fysiske modifikationer. Disse er overordnet beskrevet i tabel 2.

I nedenstående tabel (tabel 7) er foreslået en række miljømål for maksimalt økologisk potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb. Maksimalt økologisk potentiale er her defineret som svarende til den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde, når alle indsatser, der ikke har signifikant negative virkninger på brugen eller det bredere miljø, er blevet anvendt.

Bag vurderingerne i tabel 7 ligger en række overvejelser baseret på i) de konkrete virkemidler, ii) tilstandsvurderinger i vandløb udpeget som kunstige og stærkt modificerede vandløb i NOVANA-vandløbene og iii) eksisterende viden om effekten af virkemidlerne baseret på litteraturgennemgang samt de betragtninger, der fremgår af nedenstående afsnit. I tabellen er hvert virkemiddel vurderet for sig.

Overordnet set vurderes det ikke, at anvendelse af flere virkemidler vil kunne øge den økologiske kvalitet til et niveau højere end angivet i tabellen, og det betyder i praksis, at der ikke kan differentieres mellem maksimalt og godt økologisk potentiale for de enkelte tilstandselementer. Dog kan det være en forudsætning, at virkemidler, der opererer på oplandsniveau, dvs. etablering af sandfang (3), etablering af okkeranlæg (4) og fjernelse af fysiske spærringer (5), anvendes for at nå den økologiske potentialeklasse på strækningsniveau, som angivet i tabellen. Således kan stor sandtransport, høje okkerniveauer eller fysiske spærringer bevirke, at de fysiske virkemidler i form af udskiftning af bundmateriale (1), plantning af træer langs vandløb (2), åbning af rørlagte strækninger uden efterfølgende hævning eller genslyngning, men med udlægning af groft materiale (6), etablering af miniådale (7), etablering af dobbeltprofil (8), strømrændetilpasning (9) samt uddybning af vandløb og profilbearbejdning med efterfølgende restaureringsindsats (10) har begrænset effekt eller ingen effekt. De vurderede grænseværdier mellem maksimalt og godt økologisk potentiale for de enkelte virkemidler forudsætter derfor, at virkemidler på oplandsniveau er implementeret, så disse ikke vil være begrænsende for den økologiske kvalitet.

Tabel 7. Tabellen giver forslag til grænseværdier for godt og maksimalt økologisk potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb i form af tilstandsklasser for de biologiske indikatorer for hvert virkemiddel ved hhv. <10 % og ≥10 % dækningsgrad af mudder samt hhv. godt fald ≥3 ‰ og ringe fald <3 ‰. De enkelte tilstandsklasser er følgende: 5 = høj, 4 = god, 3 = moderat, 2 = ringe og 1 = dårlig. De med grå markerede felter indikerer, at virkemidlet ikke anses for at være relevant for det økologiske tilstandselement, enten fordi virkemidlet ikke er relevant for tilstandselementet, fx VM1 for DFFVa, idet plantering af træer kun vil påvirke habitater i større vandløb minimalt (>5 m bredde), eller fordi tilstandselementet ikke anvendes i vandløb, hvor virkemidlet vil være relevant, fx VM6 i større vandløb (>5 m bredde). Som det fremgår af tabellen, vurderes det ikke, at anvendelse af flere samtidige virkemidler vil kunne øge den økologiske kvalitet til et niveau højere end angivet i tabellen. På den baggrund er vurderingen derfor, at grænsen mellem godt og moderat økologisk potentiale vil være identisk med grænsen mellem maksimalt og godt økologisk potentiale. Implementering af VM3, 4 og 5 vil som udgangspunkt være en forudsætning for at de nævnte grænseværdier angivet i tabellen kan nås. Imidlertid vil det afhænge af lokale forhold på den målsatte strækning om VM3 og VM5 giver den fulde effekt på strækningen og derfor om de angivne mål kan nås, hvilket bør afspejles i målfastsættelsen.

Mudderdækning		<10 %		>10 %	
Fald		>3 ‰	<3 ‰	>3 ‰	<3 ‰
VM1: Udskiftning af bundmateriale	SID_TID	4	4	3	3
	DVPI	3	3	3	3
	DFFVø	4	3	3	2
	DFFVa	4	3	3	2
VM2: Plantning af træer langs vandløb	SID_TID	4	4	3	3
	DVPI	ukendt	ukendt	ukendt	ukendt
	DFFVø	4	3	3	2
	DFFVa				
VM3: Etablering af sandfang	SID_TID	Virkemiddel på oplandsniveau. Effekten af virkemidlet kan være mindre i kunstige og stærkt modificerede vandløb end i naturlige vandløb afhængig af fald på vandløbet og sedimenttilførslen til strækningen.			
	DVPI				
	DFFVø				
	DFFVa				
VM4: Etablering af okkeranlæg	SID_TID	Virkemiddel på oplandsniveau. Effekten af dette vil være sammenlignelig med den, der ses i naturlige vandløb, og implementering af dette vil være en forudsætning for, at de i tabellen listede grænseværdier kan nås for de enkelte tilstandselementer.			
	DVPI				
	DFFVø				
	DFFVa				
VM5: Fjernelse af fysiske spærringer	SID_TID	Virkemiddel på oplandsniveau. Effekten af virkemidlet kan være mindre i kunstige og stærkt modificerede vandløb end i naturlige vandløb, da de fysiske forhold på de kunstige og stærkt modificerede strækninger kan begrænse den fulde effekt af fjernelsen af de fysiske spærringer.			
	DVPI				
	DFFVø				
	DFFVa				
VM6: Åbning af rørlagte strækninger uden efterfølgende hævning eller genslyngning men med udlægning af groft materiale	SID_TID	4	4	3	3
	DVPI	3	3	3	3
	DFFVø	4	3	3	2
	DFFVa				
VM7: Etablering af miniådale med genslyngning	SID_TID	4	4	3	3
	DVPI	2	2	2	2
	DFFVø	3	3	3	2
	DFFVa				
VM8: Etablering af dobbeltprofil	SID_TID	4	4	3	3
	DVPI	2	2	2	2
	DFFVø	3	3	3	2
	DFFVa				
VM9: Strømrændetilpasning	SID_TID	4	4	3	3
	DVPI	2	2	2	2
	DFFVø	4	3	3	2
	DFFVa	4	3	3	2
	SID_TID	4	4	3	3
	DVPI	3	3	3	3

VM10: Uddybning af vandløb samt profil-	DFFVø	3	3	3	2
bearbejdning med efterfølgende restau-	DFFVa				
reringsindsats					

SID_TID

Der er meget begrænset viden om SID_TID i danske vandløb generelt og derfor også om den mulige effekt af den række af virkemidler, der tænkes at kunne implementeres i kunstige og stærkt modificerede vandløb. Imidlertid er de bentiske algesamfund og dermed også SID_TID primært følsom over for vandkemiske forhold, først og fremmest fosfor og alkalinitet samt BOD, mens de fysiske forhold spiller en underordnet rolle. På den baggrund vurderes det, at effekten af virkemidlerne vil være sammenlignelig med den, der ses i naturlige vandløb, og dermed også, at grænsen mellem maksimalt og godt økologisk potentiale vil være sammenlignelig med grænseværdien mellem høj og god økologisk tilstand. Dog kan der være en begrænsning, hvor der tilføres mudder, altså på strækninger med høj dækning af mudder (>10 %), idet fraktionen af let omsætteligt organisk stof kan være relativt stor. I disse vandløb vurderes grænsen mellem maksimalt og godt økologisk potentiale at være 3.

DVPI

På baggrund af datagennemgangen samt den fundne litteratur vil de undersøgte virkemidler kun kunne forventes at have relativ ringe effekt på det økologiske potentiale vurderet med DVPI. Således vurderes ingen af virkemidlerne at kunne muliggøre, at det maksimale økologiske potentiale bliver sammenligneligt med den gode økologiske tilstand. Dette afspejler, at tilstandsvurderinger baseret på DVPI i vandløb i høj grad afhænger af de fysiske forhold i vandløbene (Baattrup-Pedersen et al. 2015). Studier har vist, at DVPI varierer med vandløbets slyngningsgrad, tværsnitsprofil og graden af grødeskæring i vandløbene. Derudover spiller overgangszonen mellem land og vand også en stor rolle for tilstandsvurderingen, da en del plantearter er knyttet til denne zone, herunder de mange amfibiske arter, der kan leve både på land og i vand. På den baggrund er det heller ikke overraskende, at de begrænsninger, der ligger i, at de givne fysiske forhold, som følger af, at det stærkt modificerede vandløbs karakteristika skal bevares, bevirker, at det økologiske potentiale ikke kan forventes at nå samme niveau som den økologiske tilstand, uanset hvilket virkemiddel der tages i anvendelse.

Af tabel 7 fremgår det, at ved anvendelse af VM 1 og 6 vurderes det, at det maksimale økologiske potentiale vil være 3 uanset vandløbstype. Udlægning af groft materiale kan skabe mere heterogene forhold, der vil kunne understøtte, at det økologiske potentiale forbedres, og på samme måde vil åbning af rørlagte strækninger med udlægning af groft materiale kunne have samme potentiale. For så vidt angår VM 7, 8 og 9, vurderes det ikke, at disse virkemidler kan bidrage til at øge det økologiske potentiale ud over det, der svarer til ringe, hvilket afspejler, at vandløbene helt eller delvist fratages den naturlige variation i strøm- og dermed substratforhold, som kan understøtte et varieret plantesamfund, samtidig med at disse virkemidler forudsætter regelmæssig vedligeholdelse, da nedsat strømhastighed vil kunne forøge sedimentationen. Dette bevirker, at effekten af disse virkemidler vil være begrænset. I tilfælde hvor der kan opnås en vis variation i strøm- og substratforholdene og begrænset vedligeholdelse, vil det økologiske potentiale eventuelt kunne nå moderat potentiale.

For så vidt angår VM10, vurderes dette at kunne forbedre det økologiske potentiale, således at dette bliver moderat, forudsat at restaureringsindsatsen tilvejebringer en velfungerende overgangszone mellem land og vand, samtidig med at kun en begrænset mængde af næringsstoffer tilføres via eventuelle drænuddløb. Imidlertid vil der fortsat kunne være begrænsninger, hvis anvendelse af virkemidlet nødvendiggør jævnlig vandløbsvedligeholdelse. Effekten af VM2 er ikke vurderet, da det vil afhænge af graden af skygning, der opnås i vandløbet, og dermed muligheden for at vurdere tilstanden med anvendelse af DVPI.

DFFVø/a

Indledningsvist bør det nævnes, at det kun vil være meningsfuldt at anvende DFFVø i kunstige og stærkt modificerede vandløb med forekomst af ørred. Såfremt disse er fraværende, og det ikke skyldes spærringer i vandløbssystemet, vil det ikke være meningsfuldt at inddrage DFFVø i vurderingen af det økologiske potentiale. Omvendt kan DFFVa også anvendes i vandløb, hvor der ikke er forekomst af ørred.

Overordnet set spiller de fysiske forhold en væsentlig rolle for tilstandsvurderinger med DFFVø/a, og ringe fysiske forhold vil kunne begrænse både tilgængeligheden af gydepladser for ørred samt for andre fisk, men også tilgængeligheden af fødeemner og skjul. Det betyder også, at der kan være fravær af eksempelvis ørred på strækningen selvom der er forekomst af ørred i tilløbene. I sådanne tilfælde må der foretages en faglig vurdering af om anvendelse af virkemidler kan forbedre habitatforholdene i en sådan grad, at det bliver muligt at understøtte ørredpopulationer. Såfremt dette er tilfældet, vil det være meningsfuldt at sætte mål for DFFVø i vandløbet.

På baggrund af datagennemgangen samt den fundne litteratur vil flere af de undersøgte virkemidler derfor kunne forventes at have relativt god effekt på det økologiske potentiale vurderet med DVFFø/a, såfremt disse forbedrer de fysiske forhold. Udskiftning af bundmateriale (VM1), herunder groft materiale i forbindelse med åbning af rørlagte strækninger (VM6), der vil forbedre gydemulighederne, plantning af træer (VM2), der vil have en positiv indflydelse på både fødeemner og gemmesteder for fisk, og strømrændetilpasning (VM9) vil kunne have potentiale til at forbedre det økologiske potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandområder. Det samme gælder fjernelse af spærringer (VM5), der kan ses som en forudsætning for at nå de i tabel 7 givne vurderinger af grænsen mellem maksimalt og godt økologisk potentiale med anvendelse af de øvrige virkemidler. Undersøgelser viser således, at fjernelse af spærringer er et af de mest effektfulde virkemidler i forhold til at få reetableret naturlige fiskebestande i vandløb (Saunders et al., 1991; Lucas & Baras, 2008), men effekten af virkemidlet kan være mindre i kunstige og stærkt modificerede vandløb end i naturlige vandløb, da de fysiske forhold på de kunstige og stærkt modificerede strækninger kan begrænse den fulde effekt af fjernelsen af de fysiske spærringer.

Effekten af VM 2 og 6 for DFFVa er dog ikke relevant at vurdere, da disse virkemidler kun vil have en effekt/blive anvendt i små vandløb, hvor tilstandsvurderingen gennemføres med anvendelse af DFFVø.

I modsætning til vurderingerne for DVPI vil typen af vandløb dog kunne spille en væsentlig rolle for det maksimale økologiske potentiale vurderet med DFFVø/a. Således vurderes det, at både VM 1, 2, 5, 6 samt 9 vil være

mere effektive i vandløb med godt fald ($>3\%$), hvilket afspejler, at levestedsforholdene generelt er bedre for fisk i disse vandløb, mens effektiviteten af virkemidlerne vil være mindre i vandløb med mindre fald ($<3\%$). For vandløb med godt fald er vurderingen, at grænseværdien mellem det maksimale og gode økologiske potentiale vil være sammenlignelig med grænseværdien for den gode økologiske tilstand, nemlig 4, uanset hvilke af virkemidlerne VM 1, 2, 5, 6 og 9 der anvendes. Dette skyldes, at disse virkemidler alle har potentiale til at forbedre levestederne i en sådan grad, at disse kan understøtte godt økologisk potentiale vurderet med DFFV θ /a. For vandløb med relativt ringe fald ($<3\%$) er vurderingen, at grænseværdien mellem det maksimale og gode økologiske potentiale vil være 3, igen uanset hvilket af de nævnte virkemidler der anvendes. Samtidig er vurderingen også, at andelen af mudder på vandløbsbunden vil kunne spille en rolle for det maksimale økologiske potentiale i disse vandløb. Således vurderes det, at grænseværdien mellem maksimalt og godt økologisk potentiale vil være 2. Dette afspejler, at virkemidlerne er mest effektive, når der er gode strømforhold og dermed kun ringe dækning af mudder. Ligeledes vil der altid være en risiko for, at iltforbruget er større på strækninger med høj dækning af mudder, idet fraktionen af let omsætteligt organisk stof kan være relativt stor på disse.

For så vidt angår VM 7 og 8 er vurderingen, at disse virkemidler ikke har samme potentiale til at understøtte det økologiske potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb som de tidligere nævnte virkemidler. Baggrunden for dette er, at ørred er territoriehævdende, og en mindre strømmende vil derfor potentielt kunne begrænse tætheden af ørred. Igen er effekten af disse virkemidler ikke relevant at vurdere i forhold til DFFVa, da disse virkemidler kun vil kunne anvendes i små vandløb, hvor tilstandsvurderingen gennemføres med anvendelse af DFFV θ .

6.4 Grænseværdi mellem de økologiske potentialeklasser

Godt økologisk potentiale svarer til den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde ved anvendelse af indsatser til opnåelse af maksimalt økologisk potentiale, men frataget de indsatser, der vurderes kun at lede til en svag forbedring af de biologiske forhold (alene eller i kombination). Som tidligere skrevet vil anvendelse af flere af de i tabel 7 nævnte virkemidler ikke kunne øge den økologiske kvalitet til et niveau højere end angivet i tabellen. På den baggrund er vurderingen derfor, at grænsen mellem godt og moderat økologisk potentiale vil være identisk med grænsen mellem maksimalt og godt økologisk potentiale. Imidlertid vil det fortsat være en forudsætning for effektiviteten af disse virkemidler, at det givne kunstige eller stærkt modificerede vandområde ikke er påvirket af sandtransport i en grad, der påvirker de lokale fysiske forhold på strækningen, at okkerniveauet ikke overstiger den kritiske grænse (0,2 mg/l ferrojern i særlige naturvidenskabelige interesseområder, gyde- og yngelopvækstområder for laksefisk, laksefiskevandløb og 0,5 mg/l for karpefiskevandløb; Dannisøe & Rand 2014), og at det ikke er spærringer, der bevirker fravær af fisk på strækningen. For så vidt angår potentialeklasserne moderat, ringe og dårligt økologisk potentiale foreligger der yderst begrænset viden på området. På den baggrund vurderes det derfor ikke muligt at tilvejebringe et teknisk grundlag for en fastsættelse af grænserne mellem klasserne moderat og ringe og mellem klasserne ringe og dårligt økologisk potentiale.

7 Konklusion

I Danmark er der udpeget en række stærkt modificerede og kunstige vandområder, hvor målet er godt økologisk potentiale, svarende til en svag afvigelse fra det maksimale økologiske potentiale for de enkelte biologiske kvalitetselementer. Maksimalt økologisk potentiale identificeres her som den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde, når alle indsatser, der ikke har signifikant negative virkninger på brugen eller det bredere miljø, er blevet anvendt, mens godt økologisk potentiale identificeres som den økologiske kvalitet, der vil kunne opnås for et stærkt modificeret vandområde ved anvendelse af indsatser til opnåelse af maksimalt økologisk potentiale, dog frataget de indsatser, der vurderes kun at lede til en svag forbedring af de biologiske forhold (alene eller i kombination). På baggrund af en række overvejelser baseret på i) de konkrete virkemidler, ii) tilstandsvurderinger i vandløb udpeget som kunstige og stærkt modificerede vandløb i NOVANA-programmet og iii) eksisterende viden om effekten af virkemidlerne baseret på litteraturgennemgang er der givet forslag til grænsefastsættelse mellem de økologiske potentialeklasser for benthiske alger (SID_TID), makrofyter (DVPI) og fisk (DFFVø og DFFVa) for de enkelte virkemidler. Overordnet set ligger grænseværdierne for maksimalt økologisk potentiale lavere end for naturlige vandløb, især for vandløb med høj grad af mudderdækning på vandløbsbunden og ringe fald. For så vidt angår grænseværdierne for godt økologisk potentiale, ligger disse på samme niveau som for maksimalt økologisk potentiale. Baggrunden for dette er, at anvendelse af flere virkemidler ikke forventes at kunne øge den økologiske kvalitet ud over det, der vil kunne opnås ved anvendelse af det/de mest effektive virkemidler. Dog vil det være en forudsætning for at nå disse økologiske potentialeklasser, at virkemidler, der opererer på oplandsniveau, dvs. etablering af sandfang, etablering af okkeranlæg og fjernelse af fysiske spærringer, anvendes i kombination med disse indsatser, da effekten ellers vil blive mindre. For så vidt angår grænseværdier for moderat, ringe og dårlig økologiske potentiale var det desværre ikke muligt at tilvejebringe et teknisk grundlag for en fastsættelse af disse på grund af yderst ringe viden indenfor området.

8 Referencer

Baatrup-Pedersen, A., Fejerskov, M.L., Johnsen, T.J. & Larsen, S.E. (2020). Teknisk grundlag for fastlæggelse af økologisk potentiale i kunstige og stærkt modificerede vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 24 s. - Videnskabelig rapport nr. 400 <http://dce2.au.dk/pub/SR400.pdf>

Baatrup-Pedersen, A., Göthe, E. & Riis, T. (2015). DVPI og økologisk tilstand: Karakteristik af plantesamfundene og relation til påvirkninger. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 135 <http://dce2.au.dk/pub/SR135.pdf>

Biggs, J., Corfield, A., Grøn, P., Hansen, H. O., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. (1998). Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V-short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199801/02\)8:1<241::AID-AQC269>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199801/02)8:1<241::AID-AQC269>3.0.CO;2-9)

Birnie-Gauvin, K., Aarestrup, K., Riis, T, M, O., Jepsen, N. & Koed, A. (2017). Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as a forgotten consequence of barriers, and its implications for management. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 27: 1345-1349. <https://doi.org/10.1002/aqc.2795>

Brooks, A. (1987). The distribution and management of channelized streams in Denmark. *Reg. Rivers* 1: 3-16. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450010103>

Christensen, S. (2022). Den tidsmæssige effekt af udlægningen af groft substrat på makrofytsamfundet i små og mellemstore vandløb. Speciale-projekt, Aalborg Universitet.

Cron, N., Quick, I. & Zumbroich, T. (2018). Assessing and predicting the hydromorphological and ecological quality of federal waterways in Germany: development of a methodological framework. *Hydrobiologia* 814: 75-87. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2484-x>

Dalkıran, N., Külköylüođlu, O., Dere, S., Karacaođlu, D., Akay, E., Yavuzatmaca, M., Akdemir, D. & Çelen, E. (2021.). Effect of habitat type on algal species diversity and distribution at high altitudes. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 21: 189-199. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.05.003>.

Dannisøe, J.G. & Rand, P. (2014). Status for okkerrensning: Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensningsmetoder for okker. DHI. okkerudredning for nst_final_feb 2014.docx / jda-prd / 2014-02-26

Dawson, F.H. & Kern-Hansen, U. (1979). The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 64: 437-455. <https://doi.org/10.1002/iroh.19790640402>

de Donnová, S., Petruželová, J., Kintrová, K. *et al.* (2022). Rapid macroinvertebrate colonisation in restored channelised streams contiguous with natural stream reaches. *Hydrobiologia* 849: 4135–4152. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04928-3>

Ed, L. Avery (1996). Evaluations of sediment traps and artificial gravel riffles constructed to improve reproduction of trout in three Wisconsin streams. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16: 282–293.

Erba, S., Terranova, L., Cazzola, M., Cason, M. & Buffagni, M. (2019). Defining Maximum Ecological Potential for heavily modified lowland streams of Northern Italy. *Sci. Tot. Envir.* 684: 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.348>

Fejerskov, M.L., Alnøe, A.B., Kristensen, E.A. & Jepsen, N. (2019). Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb. Version 2. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 341 <http://dce2.au.dk/pub/SR341.pdf>

Fraaije, R.G.A., Poupin, C., Verhoeven, J.T.A. & Soons, M.B. (2018). Functional responses of aquatic and riparian vegetation to hydrogeomorphic restoration of channelized lowland streams and their valleys. *J. Appl. Ecol.* 56: 1007–1018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.133>

Frandsen, S. B. (2018). Vandløbsrestaurering – har det en effekt? 25. årgang nr. 2, 80-83

Francoeur, S.N. & Biggs, B.J.F. (2006). Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia* 561: 59–69. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1604-4>

Frisell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. & Hurley, M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environ. Manage.* 100: 199–214. <https://doi.org/10.1007/BF01867358>

Grinberga, L. (2012). Environmental factors influencing the species diversity of macrophytes in middle-sized streams in Latvia. *Hydrobiologia* 656: 233–241. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0432-3>

Harrison, S.S.C., Pretty, J.L., Shepherd, D., Hildrew, A.G., Smith, C.S. & Hey, R.D. (2004). Effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. *J. Appl. Ecol.* 41: 1140–1154. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00958.x>

Hession, W.C., Johnson, T.E, Charles, D.F., Hart, D.D., Horwitz, R.J., Kreeger, D.A., Pizzuto, J.E., Velinsky, D.J., Newbold, J.D., Cianfrani, C., Clason, T., Compton, A.M., Coulter, N., Fuselier, L., Marshall, B.D. & Reed, J. (2000). Ecological benefits of riparian reforestation in urban watersheds: Study design and preliminary results. *Environ. Monit. Assess.* 63: 211–222.

Hession, W.C., Johnson, T.E, Charles, D.F., Horwitz, R.J., Kreeger, D.A., Marshall, B.D., Pizzuto, J.E. & Velinsky, D.J. (2003). Ecological benefits of riparian reforestation in urban watersheds. *ASCE-EWRI, World Water & Environmental Congress, In Symposia Proceedings, Protection & Restoration of Urban & Rural Streams, Philadelphia, PA, June 2003.*

- Kallestrup, H. (2017). Grødeskærings effekt på de fysiske forhold i vandløb med fokus på Aalborgmetoden. Specialeafhandling, Aarhus Universitet.
- Iversen, K. & Larsen, M.H. 2019. Overlevelse af lakseæg og blommesækkyngel i okkerbelastede vandløb. Rapport fra Danmarks Center for Vildlaks - "Den store lakseundersøgelse (SDPAS)".
- Jones, P E., Consuegra, S., Börger, L., Jones, J. & de Leaniz, C.G (2020). Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal of vascular macrophytes in rivers: A critical review. *Freshwat. Biol.* 65: 1165–1180. <https://doi.org/10.1111/fwb.13493>
- Kristensen, E., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, P., Wiberg-Larsen, P. & Friberg, N. (2012). Selection, implementation and cost of restorations in lowland streams: A basis for identifying restoration priorities. *Environ. Sci. Pol.* 23: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.013>.
- Kronvang, B., Thodsen, H., Kristensen, E., Skriver, J., Wiberg-Larsen, P., Baattrup-Pedersen, A., Fejerskov, M. & Friberg, N. (2008). Ecological effects of re-meandering lowland streams and use of restoration in river basin management plans: Experiences from Danish case studies. *Proceedings from the Fourth ECRR conference on River Restoration*.
- Lucas, M. & Baras, E. (2008). *Migration of freshwater fishes*. Oxford: Blackwell-Science.
- Madsen, B.L. (2013). Elletræet: mangelfuld viden – eller uvished. *Vand og Jord* årgang 20, 4, 163-167. vj413-elletraer-163.pdf (vand-og-jord.dk)
- Madsen, B.L., Jensen, P.S., Kristensen, L.A., Ottosen, O., Brandt, S., Aagaard, P. & Kofoed, F. (2004). Okker. Et vandløbsproblem vi kan gøre noget ved. Ringkjøbing Amt, Ribe Amt, Sønderjyllands Amt, Herning Kommune, Holstebro Kommune. 1872-Okker Et vandløbsproblem (naturstyrelsen.dk)
- Manzotti, A.R., Ceneviva-Bastos, M., Teresa, F.B. & Casatti, L. (2020). Short-term response of fish assemblages to instream habitat restoration in heavily impacted streams. *Neotrop. Ichthyol.* 18, no. 1, 2020.
- Miller, S.W., Budy, P. & Schmidt, J.C. (2010), Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration. *Restor. Ecol.* 18: 8–19. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00605.x>
- McBride, M., Hession, W.C. & Rizzo, D.M. (2010). Riparian reforestation and channel change: How long does it take? *Geomorphology* 116: 330–340. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.11.014>
- Nielsen, J. & Koed, A. (2016). Fiskeribiologisk vurdering af effekterne på ørredbestandene og havørredfiskeriet ved en forventet vandløbsindsats og etablering af vådområder. 310. DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Nilsson, C., Sarneel, J.M., Palm, D. *et al.* (2017). How do biota respond to additional physical restoration of restored streams? *Ecosystems* 20: 144–162. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0020-0>

- O'Briain, R., Shephars, S., McCollom, A., O'Leary, C. & Coghlan, B. (2022). Plants as agents of hydromorphological recovery in lowland streams. *Geomorphology* 400, 108090. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.108090>.
- Pander, J. & Geist, J. (2018). The contribution of different restored habitats to fish diversity and population development in a highly modified river: A case study from the River Günz. *Water* 10(9): 1202. <https://doi.org/10.3390/w10091202>
- Pedersen, M.L., Kristensen, E.A., Kronvang, B. & Thodsen, H. (2009). Ecological effects of re-introduction of salmonid spawning gravel in lowland Danish streams. *River. Res. Appl.* 25: 626–638. <https://doi.org/10.1002/rra.1232>
- Pedersen, T.C.M., Baattrup-Pedersen A. & Madsen, T.V (2006). Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwat. Biol.* 51: 161–179. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01467.x>Ó2005
- Pilotto, F., Nilsson, C., Polvi, L.B. & Mckie, B.G. (2017). First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating. *Ecol. Appl.* 28: 587–597. <https://doi-org.ez.statsbiblioteket.dk:12048/10.1002/eap.1672>
- Pusey, B. & Arthington, A. (2003). Importance of the Riparian Zone to the Conservation and Management of Freshwater Fish: A Review. *Mar. Freshwat. Res.* 54. <https://doi.org/10.1071/MF02041>.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conserv. Biol.*, 5, 18– 32.
- Schneck, F., Schwarzbald, A. & Melo, A.S. (2011). Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30(4): 1049–1056. <http://www.bioone.org/doi/full/10.1899/11-044.1>
- Skriver, J. & Friberg, N. (2006). Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspæringer. Danmarks Miljøundersøgelser. 34 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 593. <http://www.dmu.dk/Pub/FR593.pd>
- Thiemer, K., Schneider, S.C. & Demars, B.O.L. (2021). Mechanical removal of macrophytes in freshwater ecosystems: Implications for ecosystem structure and function. *Sci. Tot. Envir.* 782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146671>.
- Tiziano, B., Fenoglio, S., Malacarne, G., Pessino, M. & Sgariboldi, F. (2007). Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental Approach. *Limnologica* 37: 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.01.002>
- Verdonschot, R.C.M., Kail, J., McKie, B.G. *et al.* (2016). The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 769: 55–66. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2575-8>
- Wiberg-Larsen, P. & Kronvang, B. (2015) Dansk Fysisk Indeks – DFI. Notat fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. TA: V05

Bilag 1

Søgesætninger anvendt i litteraturstudium:

Benthic algae in stream, Benthic algae and coarse substrate, Benthic algae substrate, Benthic algae in restored stream, restoration management and benthic algae, Vurderingen af alternative virkemidler i vandløb, Spærring i vandløb, Lakes as barrier, The negative impact of barrier on freshwater ecosystems, Weir removal in lowland streams, Consequences of barriers in streams on macrophytes, Lowland streams, Restoration of streams with new substrate, coarse substrate in lowland streams, Restoration of lowland streams, Ocher traps in streams, Ocher in lowland streams, Effect of ocher on freshwater ecosystems, Okkeranlæg, Okkernedfældningsanlæg, Okkerbassiner, Ocher in freshwater, Okkerbelastede vandløb, Okkser indvirkning på invertebrate fauna, Planter i vandløb, trees along streams, Riparian reforestation in lowland streams, Riparian reforestation in streams, Influence of riparian vegetation on macrophytes, Ecological benefits of riparian reforestation, beplantning med træer langs vandløb, Tidssvarende forvaltning af vandløb, Reopening of streams, genåbningen af rørlagte vandløb, Closing streams in pipes, consequence of freshwater streams in pipes, effect of pipe culverts in lowland streams, Upstream passing of salmon through rough culverts, Fish passage design at road culverts, The effect of sand traps in streams, Sand traps in freshwater streams, Substrate traps in streams, meandering river restoration. River restorations and mini wetlands, River restoration in connection with wetland, meandering restoration in lowland river, Quantifying macroinvertebrate responses in stream habitat restoration, Effects of river reconfigurations on macrophytes, Establishing doublet profile in stream, Green corridors in streams, doublet profile banks in stream, Effects of doublet profile in freshwater streams, Effects of raising streambed, raised stream bed in terrain, effects of alterations to stream bank, Higher contact between streambed and streambanks, Restoration of stream bed, Alternation of stream bed, Restorations of channel morphology, Consequence of straightening river, Bed-level to terrain, effects on point bars in streams, The effects of bed load in streams, Consequence of weed cutting, Consequences macrophyte removal on macroinvertebrate, Consequences macrophyte removal on benthic algae, Consequences macrophyte removal on fish, Plant communities on lowland streams, Substrate and macrophytes in streams, Macrophytes and substrate preferences, Ecological effects of reintroduction of spawning gravel in lowland streams, Macrophyte diversity in streams, Evaluations of sediment traps and artificial gravel riffles, Environmental factor affection macrophyte diversity, Effects of sediment traps on benthic algae, Effects of sedimentation on benthic algae community, Effects of ocher sedimentations in freshwater streams, effects of ocher layer in freshwater streams, Effects of drainage pipes on macrophytes, Effects of piping on macrophytes, effects of reopening streams, Mechanical removal of macrophytes, substrate roughness affects stream ecology, Macrophytes in restored streams. Restaurering af Brede Å, Restaureringen af Gudsømmølle Å, Humbæk metoden.

Bilag 2

Oversigt over videnskabelig internationale artikler samt danske artikler, herunder også rapporter og lignende identificeret i litteratursøgningen.

Videnskabelige artikler	Danske artikler/gråliteratur
Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness	Speciale: Den tidsmæssige effekt af udlægning af groft substrat på makrofytsamfundet i små og mellemstore vandløb
Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams	Elletræet: Mangelfuld viden – eller uvidenhed
Ecological effects of re-introduction of salmonid spawning gravel in lowland Danish streams	Status for okkerrensning: Vurdering af behovene for og effekterne af alternative rensningsmetoder for okker
The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers	Okker. Et vandløbsproblem, vi kan gøre noget ved
(pilot) Ecological benefits of riparian reforestation in urban watersheds: Study design and preliminary results	Overlevelse af lakseæg og blommesækkyngel i okkerbelastede vandløb
Ecological benefits of riparian reforestation in urban watersheds	Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspærringer
The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique	Vandløbsrestaurering – har det en effekt?
Riparian reforestation and channel change: How long does it take?	Fiskeribiologisk vurdering af effekterne på ørredbestandene og havørredfiskeriet ved en forventet vandløbsindsats og etablering af vådområder
Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration	Havørreden stortrives i Gudsø Mølleå
Importance of the riparian zone to the conservation management of freshwater fish – a review	Case: Dobbeltprofil i Lilleåen: Erfaringer fra de seneste 20 år
Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities	Aalborgmetoden som alternativ grødeskæringsmetode
Environmental factors influencing the species diversity of macrophyte in middle-sized streams in Latvia	Naturen kvitterer for Mortens indsats i bækken
Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach	Vurdering af Aalborg-metodens effekt på vandløbsniveau
Evaluations of sediment traps and artificial gravel riffles constructed to improve reproduction of trout in three Wisconsin streams	
Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal vascular macrophytes in rivers: A critical review	
Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as forgotten consequence of barriers and its implications for management	
Selection, implementation and cost of restoration in lowland streams: A basis for identifying restoration projects	
Effects of habitat type on algal species diversity and distribution at high altitudes	

Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V-short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages	
Ecological effects of re-meandering lowland streams and use of restoration in river basin management plans: Experiences from Danish case studies	
The distribution and management of channelized streams in Denmark	
Short-term response of fish assemblages to in-stream habitat restoration in heavily impacted streams	
Assessing and predicting the hydromorphological and ecological quality of federal waterways in Germany: Development of a methodological framework	
Functional responses of aquatic and riparian vegetation to hydrogeomorphic restoration of channelized lowland streams and their valleys	
The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates	
Rapid macroinvertebrate colonisation in restored channelised streams contiguous with natural stream reaches	
Defining Maximum Ecological Potential for heavily modified lowland streams of Northern Italy	
How do biota respond to additional physical restoration of restored streams?	
First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating	
Plants as agents of hydromorphological recovery in lowland streams	
The contribution of different restored habitats to fish diversity and population development in a highly modified river: A case study from the River Günz	
Mechanical removal of macrophytes in freshwater ecosystems: Implications for ecosystem structure and function	

Bilag 3

Sammenfatning af litteratur identificeret som værende relevant for de enkelte virkemidler (se tabel 7). Effekten af de enkelte virkemidler er angivet på en skala fra 1-3, hvor 1 angiver ringe effekt, mens 3 angiver betydelig effekt for hvert af de biologiske tilstandselementer, bentiske alger, makrofyter og fisk. Endvidere er inkluderet information om betydning af vandløbets hældning samt dækning af mudder på vandløbsbunden for effekten af virkemidlet, ligeledes på en skala fra 1-3. Datatypen er også angivet (se metodeafsnit) samt år for publicering og typen af vandløb, der ligger til grund for resultaterne.

Virkemiddel	Reference, ID	Hældning – betydning (0-3)	Mudder – betydning (0-3)	Effekt på bentiske alger (0-3)	Effekt på makrofyter (0-3)	Effekt på fisk (0-3)	Datatype	År	Vandløbstype
Nr. 1 Udskiftning af bundmateriale	https://doi.org/10.1899/11-044.1 Link: Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness (bioone.org)			1			66 datapunkter. (empirisk data)?	2011	Type 4 Svagt påvirket
	https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-0020-0					1	10 strækninger 2 treatments	2017	Type 2,3
	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.348						30 strækninger – forskellige typer af impact og grad af påvirkning	2019	To italienske vandløb

	https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-015-2575-8						19 strækninger	2016	Type 2,3
Nr. 1	Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams (wiley.com)				2		250 datapunkter	2006	Type 1-3 Agricultural
Nr. 1	DOI: 10.1002/rra.1232 Link: Ecological effects of re-introduction of salmonid spawning gravel in lowland Danish streams (wiley.com)		1			2	32+ datapunkter	2009	Type 1-3
Nr. 1	Den tidsmæssige effekt af udlægning af groft substrat på makrofytsamfundet i små og mellemstore vandløb.				1		125-200 * 14 datapunkter	2022	Type 1,2
Nr. 1	DOI: https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00958.x Link: The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers (wiley.com)		2				7+6 + kontrol	2004	Type 1 Urban, landbrug og naturlig

Nr. 1	https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-0020-0								
Nr. 1									
Nr. 2 Plantning af træer langs vandløbet	LINK: (pilot) Ecological Benefits of Riparian Restoration in Urban Watersheds: Study Design and Preliminary Results (springer.com) Link: analyse afslutning og opsummering: Microsoft Word - NEW Hession EWRI2003.doc (archive.org)			2			Ekspertviden + 10 vandløbsstrækninger		Type 1-3 0-70 % urbaniserede strækninger
Nr. 2	Link: The Effect of Natural and Artificial Shade on the Macrophytes of Lowland Streams and the Use of Shade as a Management Technique (wiley.com)				1 (eller 2) afhængig af, hvordan man ser på det.		12*2 datapunkter for planter (1977-1978)	1979	Type 1-2 Sandet jord, skov eller agerjord
Nr. 2	DOI: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.11.014 LINK: Riparian reforestation and		0				9*4 datapunkter (2004-2008)	2010	Skov, agerjord

	channel change: How long does it take? Elsevier Enhanced Reader								
Nr. 2	DOI: 10.1111/j.1526-100x.2009.00605.x LINK: Quantifying Macroinvertebrate Responses to In-Stream Habitat Restoration: Applications of Meta-Analysis to River Restoration (wiley.com)	(1)	(1)			2	22 artikler	2009	Skov, urban og agerjord
Nr. 2	vj413-elletraer-163.pdf (vand-og-jord.dk)					2	Ekspertviden	2013	
Nr. 2	DOI: 10.1071/MF02041 LINK: Research-Gate					2	Review, empirisk model, medtager global litteratur	2003	Afgræsning og landbrug
Nr. 3 Etablering af sandfang	https://doi.org/10.1007/s10750-005-1604-4 LINK: s10750-005-1604-4.pdf (springer.com)		2	1			(32)	2006	?
Nr. 3	https://doi.org/10.1007/s10750-010-0432-3		2		2		72	2010	?
Nr. 3	https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.01.002		3				12 (grus) + 12 (sand+ grus) + 12 (sand) = 48	2007	Type 2 God økologisk kvalitet uden stor

							datapunkter, Ita- lien	menneskelig på- virkning
--	--	--	--	--	--	--	---------------------------	-----------------------------

Nr. 3	<a href="https://doi.org/10.1577/1548-8675(1996)016<0282:EOSTAA>2.3.CO;2">https://doi.org/10.1577/1548-8675(1996)016<0282:EOSTAA>2.3.CO;2						2	12 datapunkter	1996	Type 1,2 Natur/urban
Nr. 4 Etablering af okkeranlæg	DK rapport (mst2014.dk)			(1)	(2)		(2)		2014	Lavlandsvandløb, Danmark
Nr. 4	1872-Okker Et vandl.bsproblem (naturstyrelsen.dk)						2		2004	
Nr. 4	Overlevelse-af-lak-seaeg-og-blom-mesaekyngel-i-okkerbelastede-vandloeb.pdf (vild-laks.dk)						2	10 rugekasser 9 målinger + 10 rugekasser 9 målinger	2019	Type 1,2 Landbrug, lavlandsvandløb, Danmark
Nr. 5 Fjernelse af fysisk spærring	https://doi.org/10.1111/fw.13493							Metaanalyse		
Nr. 5	https://doi.org/10.1002/aqc.2795								2017	Type 1,2 Lavlandsvandløb, Danmark. Landbrug
Nr. 5	Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspærringer (dmu.dk)						2	7*5*6 suberprøver + 7*3*6 dag- og aften-driftprøver	2006	Landbrug/dambrug, Danmark
Nr. 5	VJ-2_18-Vandloeb-restauring_s80_83.pdf (vand-og-jord.dk)						3		2018	Danmark

Nr. 6 Åbning af rør-lagte strækninger uden efterfølgende hævning eller genslyngning men med udlægning af groft materiale	https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.013			3	3	3	3	Ekspertviden	2012	Vurdering af virkemidler
Nr. 6	Fiskeribiologisk vurdering af effekterne på ørredbestandene og havørredfiskeriet ved en forventet vandløbsindsats og etablering af vådområder. DTU Aqua-rapport nr. 310-2016						3	Ekspertviden	2016	Rapport, Danmark
Nr. 7 etablering af miniådale med genslyngning	https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.05.003			1				115*8 datapunkter	2021	Tyrkiet
Nr. 7	<a href="https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199801/02)8:1<241::AID-AQC269>3.0.CO;2-9">https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199801/02)8:1<241::AID-AQC269>3.0.CO;2-9				1	1	1	18 datapunkter dansk & engelsk	1998	Type 2 Lavlandsvandløb, landbrug/urban
Nr. 7	Microsoft Word - s1 22-Kronvang-rev_rev_081120.doc (jensskriverconsult.dk)				1	1	0	Dansk studie	2008	Type 1-3 Lavlandsvandløb, landbrug

Nr. 7	Havørreden stortrives i Gudsø Mølleå (sportsfiskeren.dk)						2	Artikel DVFI + DVFFØ * 12	2014	Type 1,2 Lavlandsvandløb, landbrug/urban/eng
Nr. 8 Etablering af dobbelt profil	Case: Dobbeltprofil i Lilleåen: Erfaringer fra de seneste 20 år (landbrugsinfo.dk)							Case, Danmark	2021	Lavlandsvandløb, landbrug/urban
	The distribution and management of channelized streams in Denmark (wiley.com)	2						Ca. 300 datapunkter, Danmark	1987	Type 1,2 Lavlandsvandløb
Nr. 9 Strømrende skæring	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146671							Metaanalyse		
Nr. 9	Vurdering af Aalborg metodens effekt på vandlobsinvertebrater.pdf (aau.dk)					1		Speciale (dansk) – 6 vandløb	2017	Type 1-3 Lavlandsvandløb, landbrug, urban, natur, afgræsning
Nr. 9	vj317-aalborgmetoden.pdf (vandog-jord.dk)				1			14*208 datapunkter	2017	Type 1-3 Lavlandsvandløb, landbrug
Nr. 1, 2, 3, 9	Naturen kvitterer for Mortens indsats i bækken (sportsfiskeren.dk)						?	Artikel	2019	Type 1 Lavlandsvandløb, landbrug
Nr. 1, 5, 6, 7	Havørreden stortrives i Gudsø Mølleå (sportsfiskeren.dk)						?	Artikel	2019	Type 1,2 Lavlandsvandløb, landbrug, urban, eng

Nr. 1, 5	https://www.mdpi.com/2073-4441/10/9/1202?type=check_update&version=1						2	Artikel Undersøgelser i 5 forskellige habitater	2018	Type 2,3 Åbent land
Naturlige re-etablering	https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.108090				3			5 strækninger undersøgt i 6 år	2022	Type 3
Nr. 1, 9	https://doi.org.ez.statsbiblioteket.dk/12048/10.1002/eap.1672				3			10 strækninger	2018	Skov – lavland
Nr. 1	https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-0020-0					1	1	10 strækninger 2 treatments	2017	Type 2,3
Nr. 1	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.348		1		2	3		30 strækninger – forskellige typer af impact og grad af påvirkning	2019	Type 2 Italienske lavlandsvandløb
	https://doi.org/10.1007/s10750-022-04928-3					3		3 strækninger	2022	Type 1,2
	https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-015-2575-8		1			1		19 strækninger	2106	Type 2,3
Nr. 1,7	https://doi.org/10.1111/1365-2664.13326				3			5 strækninger	2019	

-	https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-015-2484-x								2018	
Nr. 1,7	https://www.scielo.br/j/ni/a/8pSb5784ymJsGnczKSnh3PC/?format=pdf&lang=en						0-1		2020	

MILJØMÅL I STÆRKT MODIFICEREDE OG KUNSTIGE VANDLØB

I denne rapport tilvejebringes det tekniske grundlag til fastsættelse af grænseværdier mellem godt og moderat økologisk potentiale for benthiske alger (SID_TID-indeks), makrofyter (DVPI-index) og fisk (DFFVø og DFFVa-indeks) i stærkt modificerede og kunstige vandløb.