

Frigivelse af næringsstoffer pga. menneskeskabt fysisk forstyrrelse og suspension af havbundssedimenter. Et studie med fokus på danske farvande

Karen Timmermann¹, Jesper Christensen², Cecilie B. Devantier³, Christian Lønborg², Stiig Markager², Anders Erichsen³ og Mogens Flindt⁴

¹ Sektion for Kystøkologi, DTU Aqua

² Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet

³ DHI

⁴ Biologisk Institut, Syddansk Universitet

DTU Aqua-rapport nr. 450-2024

Kolofon

Titel:	Frigivelse af næringsstoffer pga. fysisk forstyrrelse og suspension af havbundssedimenter. Et litteraturstudie med fokus på danske farvande
Forfattere:	Karen Timmermann ¹ , Jesper Christensen ² , Cecilie B. Devantier ³ , Christian Lønborg ² , Stiig Markager ² , Anders Erichsen ³ og Mogens Flindt ⁴ ¹ Sektion for Kystøkologi, DTU Aqua ² Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet ³ DHI ⁴ Biologisk Institut, Syddansk Universitet
DTU Aqua-rapport nr.:	450-2024
År:	April 2024
Reference:	Timmermann, K., Christensen, J., Devantier, C.B., Lønborg, C., Markager, S., Erichsen, A. & Flindt, M. (2024) Frigivelse af næringsstoffer pga. fysisk forstyrrelse og suspension af havbundssedimenter. Et litteraturstudie med fokus på danske farvande. DTU Aqua-rapport nr. 450-2024. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 38 pp. + appendiks
Kvalitetssikring:	Rapporten er kvalitetssikret af Anja Skjoldborg Hansen, DCE og Jens Kjerulf Petersen, DTU Aqua
Forsidefoto:	Skib suger sand op fra havbunden. Foto: yaniv/stock.adobe.com
Udgivet af:	Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer, Henrik Dams Allé, 2800 Kgs. Lyngby
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-385-9

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redegørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Forord

Menneskelige aktiviteter som råstofindvinding, klapping og fiskeri med bundslæbende redskaber resulterer i suspension af havbundsmateriale med mulighed for frigivelse af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer til det marine miljø. Næringsstoffer har stor betydning for miljøtilstanden, særligt i kystnære farvande, og der er igangsat indsatser mhp. at begrænse udledningen af næringsstoffer fra land til det marine miljø. Frigivelsen af næringsstoffer fra aktiviteter i det marine miljø er imidlertid langt mindre undersøgt og ikke veldokumenteret. Aktiviteter som klapping, råstofindvinding og fiskeri resulterer i en suspension af havbundsmateriale, hvilket kan medføre frigivelse af næringsstoffer til vandfasen og potentielt bidrage til den i forvejen forhøjede eutrofieringstilstand i danske farvande.

I dette projekt indsamles den tilgængelige nationale og internationale litteratur til belysning af den mulige næringsstoffrigivelse forårsaget af fysisk forstyrrelse og den resulterende suspension af havbundsmateriale. Rapporten skal indgå som en del af Miljøstyrelsens vidensgrundlag til vurdering af miljøeffekter ved aktiviteter i det marine miljø samt anvendes til at identificere de områder, hvor der mangler viden og data til vurdering af de mulige miljøeffekter af aktiviteter på havet. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og Miljøstyrelsen har haft rapportudkast til kommentering undervejs i projektgruppens arbejde, men valg af metoder og konklusioner er alene projektgruppens ansvar.

Indhold

1.	Indledning.....	5
2.	Systematisk litteraturgennemgang.....	7
2.1	Metode.....	7
2.2	Resultater.....	9
3.	Typer af aktiviteter, der medfører fysisk forstyrrelse af havbunden.....	11
3.1	Råstofindvinding/udgravning og havneaktiviteter.....	12
3.2	Klapning og bypass.....	15
3.3	Fiskeri med bundsløbende redskaber.....	17
4.	Forhold som har betydning for næringsstof- frigivelse fra suspenderet sediment ..	21
4.1	Fysik, organisk indhold og sedimentdynamik.....	21
4.2	Betydning af ilt.....	24
4.3	Temperaturens effekt på iltforbrug og næringssaltsfrigivelse under forstyrrelser.....	25
4.4	Spredning af spildt opgravet materiale.....	27
4.5	Effekter af fysisk forstyrrelse på mikrobiel aktivitet og kiselalge-produktion.....	29
5.	Videnshuller ift. vurdering af næringsstoffrigivelse fra fysisk forstyrrelse.....	31
6.	Opsummering.....	33
7.	Citeret litteratur.....	34
	Appendix A. Relevant litteratur identificeret i systematisk review.....	39

1. Indledning

Fysisk forstyrrelse af havbunden sker naturligt når bundnære bølger og strøm ophviver sedimenter, men det kan også induceres af menneskelige aktiviteter som klappning af havbundsmateriale, råstofindvinding eller fiskeri med bundsløbende redskaber. Det er vurderet at over 80.000 km² af den danske havbund er udsat for fysisk forstyrrelse i form af bl.a. fiskeri med bundsløbende redskaber, klappning og søkabler. Det svarer til ca. 80% af det samlede danske havområde (Ohrt & Bartholdy, 2018). De respektive aktiviteter arealandel fremgår af Petersen et al., 2018. De aktiviteter, som kan medføre fysisk forstyrrelse af havbunden er meget forskelligartede og har forskellig indvirkning på miljøet. Et fællestræk ved aktiviteterne er, at den fysiske forstyrrelse af havbunden medfører, at havbundssedimenter i form af partikler, aggregerede partikler og opløste forbindelser fra sedimenternes porevand flyttes fra havbunden op i vandsøjlen, i kortere eller længere tidsperioder, som følge af aktiviteten. Derefter vil partikler deponeres på den konsoliderede havbund, ofte på en anden lokalitet, mens opløste næringsstoffer vil blive nedbrudt eller optaget i fytoplankton eller bundvegetation. For aktiviteter som bundtrawling og sedimentspild fra graveaktiviteter kan det suspenderede sediment og opløste forbindelser blive transporteret med strømmen og deponeret nedstrøms aktiviteten, hvorimod aktiviteter som klappning ofte vil medføre, at der tilføres havbundsmateriale fra andre havområder, som ikke nødvendigvis er forbundet af havstrømme, dvs. det klappede havbundsmateriale ville ikke naturligt kunne transporteres til deponeringshavområdet.

Typiske miljøeffekter af fysisk forstyrrelse af havbunden inkluderer bl.a. forringede lysforhold, da suspenderede partikler øger lysdæmpningen i vandsøjlen (Erftemeijer et al., 2012; Flindt et al. 2022). Partikelkoncentration og størrelsesfordelingen af partikler har betydning for lysabsorptionen, hvor høj koncentration (~ 700 mg SPM/L) af små partikler kan resultere i lysudslukning på 2 m vand. Også bundvegetation kan påvirkes direkte af den fysiske forstyrrelse idet bundvegetation vil blive revet i stykker ved direkte kontakt med f.eks. bundsløbende redskaber eller begravet i sediment (Short et al., 1996). Indirekte effekter af fysisk forstyrrelse på bundvegetation inkluderer udskygning, som følge af øget lysabsorption i vandsøjlen, samt deponering af sedimenterende materiale på bladene (Neckles et al., 2005). Også bunddyrene påvirkes af menneskeskabte fysiske forstyrrelser af havbunden (Hiddink et al., 2006). Effekter inkluderer reduceret biodiversitet af bunddyrsamfundet, hvor særligt dyr, der lever på havbunden eller har rør og sifoner, der stikker op ad havbunden, ofte er følsomme overfor fysisk forstyrrelse (Rijnsdorp et al., 2016) og de kan forventes at forsvinde fra områder påvirket af forstyrrelsen. Fysisk forstyrrelse kan også ændre bundhabitaterne f.eks. i form af udjævning af havbundens strukturer (harmoniseret topologi) og ændret partikel sammensætning eller ændring fra blødt substrat til hårdt substrat f.eks. som følge af fysiske konstruktioner, hvilket har indflydelse på bunddyrsamfundets sammensætning. Effekter af menneske induceret fysisk forstyrrelse af havbunden for lysforhold, bundvegetation og bunddyr er relativt velbeskrevet i den videnskabelige litteratur og indgår typisk som faste elementer i miljøkonsekvensvurderinger.

I de seneste år er der i Danmark imidlertid kommet øget fokus på, at den fysiske forstyrrelse også i større eller mindre grad kan medføre en øget frigivelse af næringsstoffer til vandsøjlen og dermed potentielt bidrage til den i forvejen forhøjede eutrofieringstilstand i danske farvande. Næringsstoffrigivelsen fra fysisk sediment forstyrrelse er imidlertid sjældent belyst hverken i

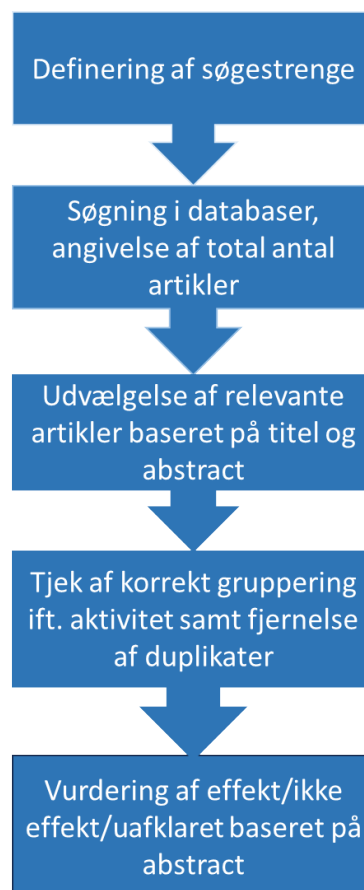
den videnskabelige litteratur eller i miljøkonsekvensvurderinger. Alt efter omfanget kan en øget frigivelse af næringsstoffer til et vandområde bidrage til de klassiske og veldokumenterede eutrofieringsbetingede miljøeffekter, som øget fytoplankton produktion, reduceret lys på bunden, udskygning af bundvegetation, organisk berigelse af sedimenter og forøget iltforbrug i bundvandet med deraf følgende forøget risiko for iltsvind. I denne rapport fokuseres på den mulige næringsstoffrigivelse som følge af menneskeskabt fysisk forstyrrelse af havbunden, mens de resterende miljøeffekter pga. fysisk forstyrrelse såsom frigivelse af miljøfremmede farlige stoffer (MFS), øget lysabsorption pga. partikler, begravelse af bunddyr, ændret sedimentstrukturer og vegetation mm ikke adresseres her.

Udledning af næringsstoffer (eutrofiering) til marine områder har veldokumenteret og negativ effekt på den økologiske tilstand (Cloern 2001), og der er derfor en risiko for, at miljøeffekter af aktiviteter, som medfører en fysisk forstyrrelse af havbunden undervurderes, såfremt næringsstoffrigivelsen forårsaget af den fysiske forstyrrelse ikke belyses. I denne rapport identificeres og kvantificeres den eksisterende internationale litteratur, der omhandler næringsstoffrigivelse pga. menneskeskabt fysisk forstyrrelse af havbunden. Via en systematik gennemgang af den videnskabelige litteratur ("Systematic review") i kapitel 1 identificeres de internationale videnskabelige studier, som har relevans for emnet. Resultaterne fra reviewet anvendes sammen med rapporter på dansk (fx VVM-rapporter) i kapitel 2 til en beskrivelse af de aktivitetstyper, som bidrager til fysisk forstyrrelse og dermed potentiel næringsstoffrigivelse. Det er imidlertid ikke alene den specifikke aktivitet, som har betydning for en evt. næringsstoffrigivelse, men også en række sted- og materialespecifikke faktorer, herunder hvor nemt sedimenterne kan resuspendes, foruden indholdet, typen og omsætteligheden af næringsstoffer i det suspenderede sedimentet, partikelstørrelse, iltforhold osv. I kapitel 3 beskrives nogle af de væsentligste forhold som har betydning for næringsstoffrigivelsen fra det suspenderede sediment, og her er medtaget upublicerede data som synliggør problemstillingerne. Baseret på viden opnået i dette projekt identificeres de væsentligste områder, hvor der mangler viden, der ville kunne forbedre grundlaget for at vurdere næringsstoffrigivelse fra menneskeskabt (antropogen) fysisk forstyrrelse af havbunden.

2. Systematisk litteraturgennemgang

2.1 Metode

Litteraturindsamlingen er baseret på en systematisk gennemgang (systematic review) af den videnskabelige litteratur omhandlende næringsstoffer fra fysiske forstyrrelser af havbunden forårsaget af en antropogen aktivitet. Det systematiske review er en videnskabelig metode til indsamling og analyse af eksisterende data og viden om et specifikt emne. Metoden er udviklet til brug for medicinsk forskning, men har i de seneste dekader vundet indpas i flere videnskabelige discipliner, herunder natur- og miljøvidenskab. Metoden er særligt velegnet til at dokumentere *state-of-the-art* samt identificere videnskaber på en systematisk, transparent og semi-kvantitativ måde, hvor risikoen for utilsigtet bias reduceres. Review processen anvendt i denne rapport følger tidligere guidelines (Khan, 2020) udvidet med metoder tilpasset *conservation science* og miljøforvaltning (Pullin & Stewart, 2006, Collaboration for Environmental Evidence, 2013) og er grundlæggende baseret på PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses) metodologien (Moher et al., 2010), som sikrer en standardiseret og transparent afrapportering af systematiske reviews. Den overordnede metode til identificering af relevant litteratur anvendt i denne rapport er skitseret i figur 2.1.



Figur 2.1. Skitsering af metode til identifikation af relevant litteratur og til vurdering af mulig næringsstoffeffekt som følge af fysisk forstyrrelse.

2.1.1 Søgertermer og søgedatabaser

De anvendte søgertermer er blevet til i en iterativ proces med flere søgetest for bedst at ramme de videnskabelige artikler med relevans for emnet. Da der ikke er et entydigt sprogbrug for de enkelte aktiviteter, har det været nødvendigt med multiple søgertermer for hver aktivitet.

Søgestrengene har indeholdt boolske operatører som "and", "or", "not". Boolske operatører anvendes i programmering til at udføre operationer med sandhedsværdier (sandt eller falsk) og bruges specifikt i litteratursøgning til at udvide eller indsnævre søgningen. De identificerede søgertermer blev anvendt på litteraturdatabaserne Web of Science and Scopus.

De anvendte søgertermer er i revideret form som følger:

Klaphing:

- dumping and (marine or sediment or sea or ocean or seabed or bottom or floor) and (nutrient* or nitrogen or phospho*)

Råstofindvinding:

- extraction and (sand or gravel or marine or seabed or ocean or bottom or floor) and (nutrient* or nitrogen or phospho*)
- mining and (sand or gravel or marine or seabed or ocean) and (nutrient* or nitrogen or phospho*)

Graveaktivitet

- Dredg* and (ocean or sea) and (bottom or floor or bed) and (nutrient* or nitrogen or phospho*)

Fiskeri med bundsløbende redskaber (bundtrawl og skrab)

- Demersal and (trawl* or fishing) and (ocean or sea) and (bottom or floor) and (nutrient* or nitrogen or phospho*)
- Trawl* and (ocean or sea) and (bottom or floor) and (nutrient* or nitrogen or phospho*) and water and column and disturbance and (release or resusp* or mobilisa)
- (Mussel or shellfish or oyster) and dredg* and (nutrient* or nitrogen or phospho*)

Skibstrafik

- Ship* and traffic and (nutrient* or nitrogen or phospho*)

Konstruktioner (inkl. etablering)

- (Construct* or installation or port) and (ocean or sea) and (bottom or floor) and (nutrient* or nitrogen or phospho*) and water and column and disturbance and (release or resusp* or mobilisa)
- (construct* or installation or port) and (marine or ocean or coastal) and impact and nutrient*

Rør og kabler

- pipeline* or cable* and (marine or ocean or coastal) and (nutrient* or nitrogen or phospho*)

Søgningen blev foretaget i databaserne "Web of Science" og "Scopus", som er de to mest omfattede databaser med naturvidenskabelige peer reviewed artikler.

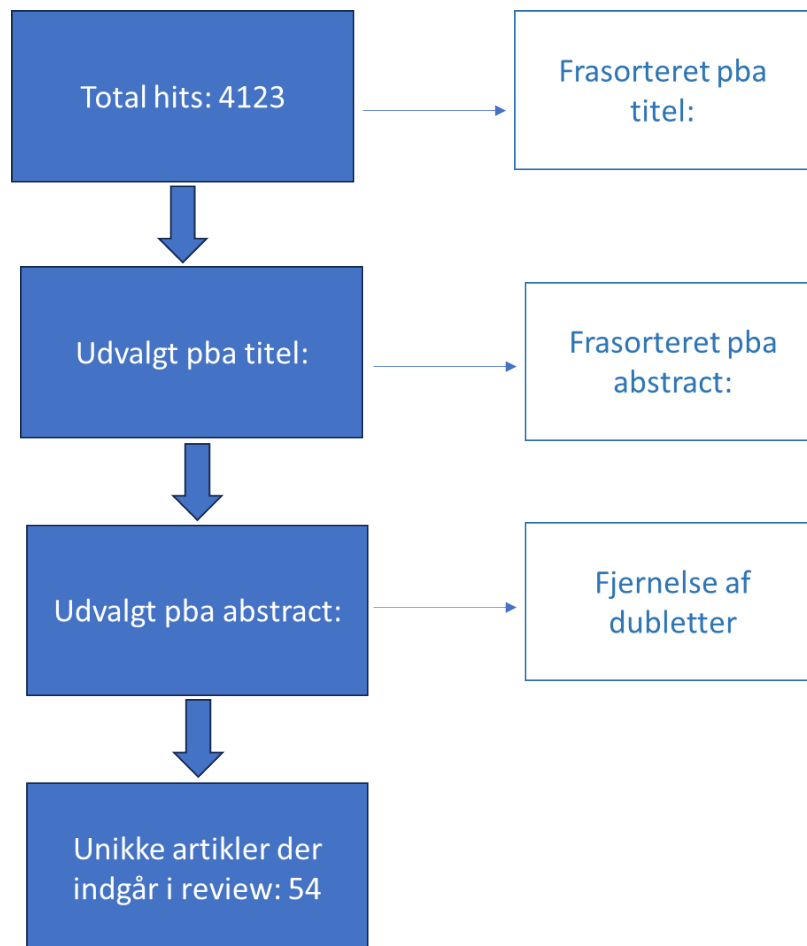
2.1.2 Screening

De enkelte søgninger resulterede i mellem 0 og ~2000 artikler. Baseret på artiklens titel og abstract blev ikkerekvante artikler frasorteret udfra en kvalitativ helhedsvurdering. Herefter blev titel og abstract anvendt til at sikre, at artiklen blev grupperet under den relevante aktivitet og dubletter blev frasorteret. Ud fra artiklens abstract blev det vurderet, om studiet havde fundet en næringsstoffekt som følge af den fysiske forstyrrelse af havbunden. Effektfund blev kategoriseret i hhv. "effekt" eller "ingen effekt", hvis dette fremstod direkte af abstract. Såfremt der ikke var information om en evt. næringsstoffekt i abstract, blev studiet kategoriseret som "uafklaret".

2.2 Resultater

2.2.1 Udvælgelsesproces

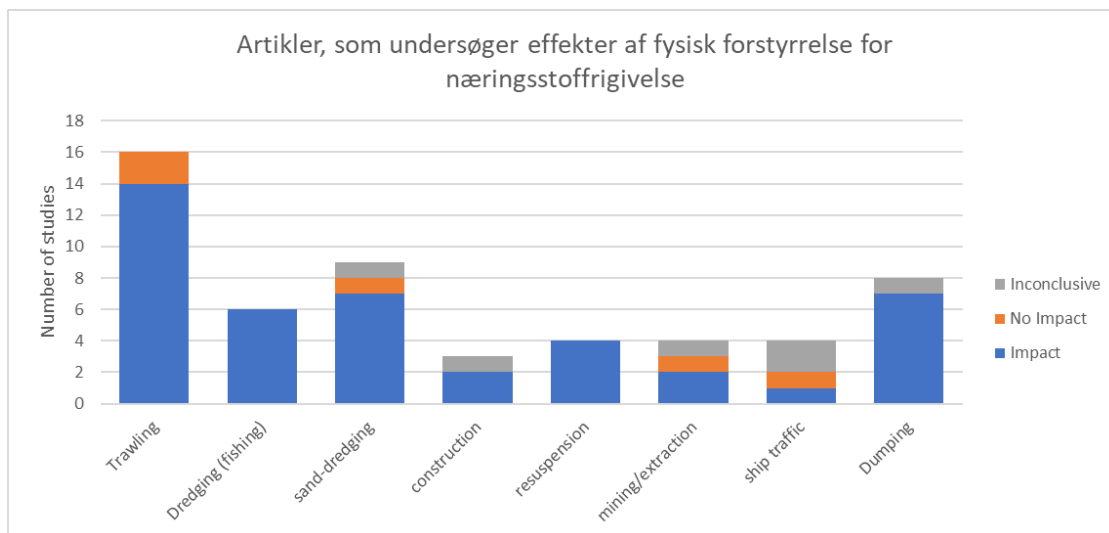
De udførte søgninger resulterede i 4123 videnskabelige artikler (Fig 2.2). Heraf blev 4069 frasorteret pga. manglende relevans vurderet ud fra først titel og dernæst abstract, og dubletter blev fjernet. I alt blev 54 unikke videnskabelige artikler vurderet til at være relevante til belysning af mulige næringsstoffekter som følge af menneskeskabt fysisk forstyrrelse af havbunden.



Figur 2.2. Flowdiagram over review proces med angivelse af antal af artikler, som hhv. frasorteres og inkluderes i de enkelte trin i processen.

2.2.2 Rapportering af næringsstoffeffekt

Samlet set blev 54 videnskabelige artikler vurderet til at være af relevans til belysning af mulig næringsstoffrigivelse som følge af menneskeinduceret fysisk forstyrrelse. De 54 artikler blev fordelt på 7 hovedtyper af aktivitet samt på effekter af ikke-vind induceret resuspension. Generelt var der meget få studier (max 16) af de enkelte aktiviteter, hvilket indikerer, at koblingen mellem næringsstoffrigivelse og menneskeskabt fysisk forstyrrelse er videnskabeligt underbelyst (figur 2.3). Til gengæld er frekvensen af positive fund (studier med næringsstoffeffekt) relativt høj for de fleste aktiviteter dog undtaget "skibstrafik" (figur 2.3). Selvom datamaterialet er begrænset, tyder den relativt høje positiv frekvens på, at når man undersøger mulige næringsstoffeffekter af fysisk forstyrrelse, så finder man ofte en effekt, og at der derfor kan forventes næringsstoffrigivelse som følge af (de fleste) typer af menneskelig aktivitet, som medfører en fysisk forstyrrelse af havbunden. Der er i analysen ikke vurderet på væsentligheden af effekterne.



Figur 2.3. Oversigt over antallet af artikler der belyser sammenhæng mellem næringsstoffrigivelse og fysisk forstyrrelse induceret af menneskelig aktivitet. Kategorierne "ingen effekt" og "effekt" henviser til, om det enkelte studie i abstractet rapporterer, om der er fundet hhv. en effekt eller ingen effekt. Kategorien "uafklaret" henviser til at artiklens abstract ikke indeholder information om en evt. effekt af aktiviteten på næringsstoffrigivelse.

3. Typer af aktiviteter, der medfører fysisk forstyrrelse af havbunden

Havbunden forstyrres mekanisk-fysisk ved en række menneskelige aktiviteter som råstofudvinding, klapping, fiskeri med bundslæbende redskaber og konstruktioner på og i havbunden. Fælles for aktiviteterne er, at de påvirker den fysiske struktur af havbunden, herunder topografi, partikelfordeling eller sedimentationsmønstre, sedimentkemi samt de bundlevende organismer (fauna og flora). Den konkrete aktivitetstype, som medfører fysisk forstyrrelse samt de omgivne miljøforhold, vil have stor betydning for den konkrete økologiske effekt af en bestemt aktivitet. Det store antal faktorer som påvirker den samlede påvirkning af økosystemer betyder, at effekter af aktiviteter kan variere fra stort set ubetydelige til meget alvorlige påvirkninger med store konsekvenser i både tid og rum. Et eksempel på en aktivitet med lille/ubetydelig påvirkning kan være vedligeholdelse af sejlrende på den Jyske Vestkyst. Her er materialet typisk sand, som naturligt vandrer langs kysten, og kun ligger kort tid i sejlrenden, inden det pumpes op og klappes i samme miljø, som det kom fra. Eksempler på potentielt meget alvorlige, men lokalt afgrænsede påvirkninger er råstofopgravning, hvor aktiviteten lokalt medfører direkte tab af bundhabitater. Andre aktiviteter som f.eks. klapping af havbundsmateriale, hvor materialet kan spredes med havstrømme eller fiskeri med bundslæbende redskaber er mindre invasive, men kan potentielt påvirke store arealer.

I dette afsnit beskrives aktiviteterne "Råstofindvinding/udgravning", "klapping/sediment dumping" og "fiskeri med bundslæbende redskaber", som både dækker bundtrawl og (muslinge)skrab. Disse aktiviteter medfører alle en fysisk forstyrrelse af havbunden og finder i dag sted i danske farvande. Endvidere er disse aktiviteter blandt de mest dokumenterede for så vidt angår næringsstoffrigivelse (figur 2.3), hvorimod den sparsomme dokumentation for de resterende aktiviteter vanskeliggør en generel beskrivelse af aktiviteternes effekt på næringsstoffrigivelsen, og er derfor udeladt her. Beskrivelserne af aktiviteterne har fokus på de forhold ved aktiviteten, som kan have direkte eller indirekte betydning for frigivelse af næringsstoffer som følge af den fysiske forstyrrelse. Andre afledte økologiske effekter pga. fysisk forstyrrelse af havbunden, som f.eks. øget lysdæmpning og effekter på bunddyr adresseres ikke i denne rapport. Fælles for alle de beskrevne aktiviteter er, at de alle afhænger af sedimentets fysiske struktur, som påvirker både mængden og sammensætning af de næringsstoffer, der forekommer i sedimentet. Her er blandt andet sedimentets kornstørrelsesfordeling (sammensætningen af grus, sand, silt, mudder, ler osv.), ventilationen af sedimentet (afhænger af bunddyrssammensætningen, sedimentets porøsitet og strømningen over sedimentet) og hvor tit sedimentet naturligt resuspenderes/ophvirvles, samt lysforholdene (afgør om der er primærproduktion på selve havbunden) vigtige parametre. Alt afhængig af disse parametre vil mængden og typen af næringsstoffer frigivet fra sedimentet fra forstyrrelse af havbunden også variere.

3.1 Råstofindvinding/udgravning og havneaktiviteter

3.1.1. Metoder til råstofindvinding

Der bliver indvundet sand og ral til mange formål. I Danmark er de typiske formål kystfodring, byggematerialer – herunder indslag i høj kvalitets beton - landvinding og så foregår der en del graveaktivitet i forbindelse med vedligehold og udvidelse af havnebassiner og sejlrender.

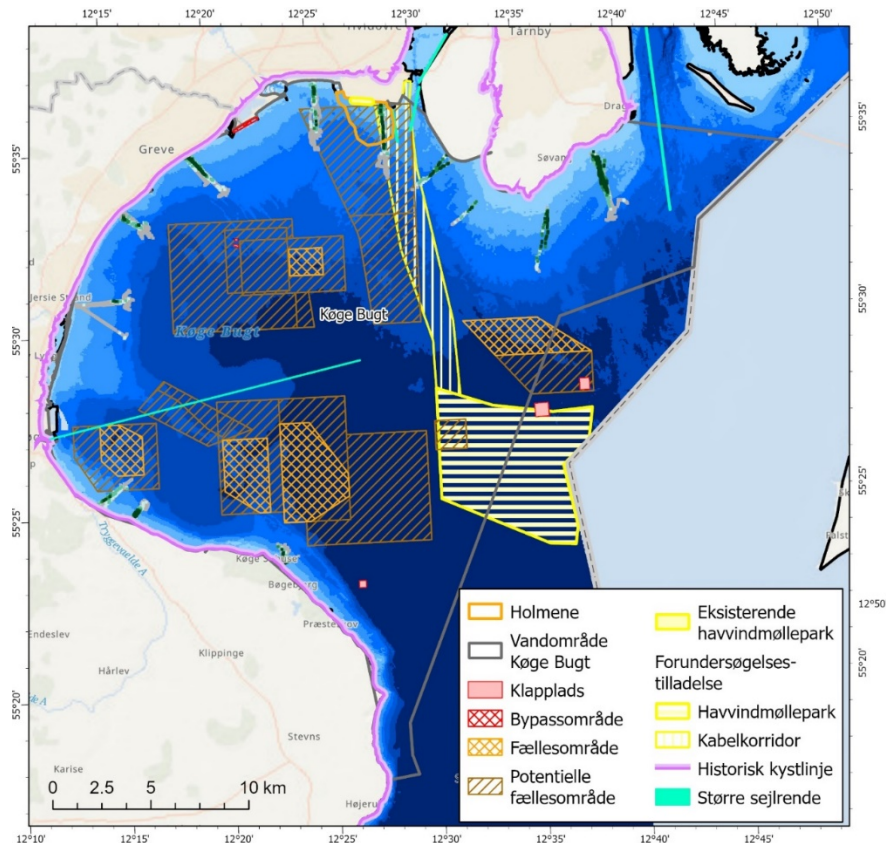
Der er overordnet to tekniker til råstofindvinding på havet:

Mekanisk indvinding/udbygning. Bliver kun undtagelsesvis anvendt til råstofindvinding og i højere grad ved uddybning af sejlrender og anlægsarbejde. Dette foregår fra pram med gravemaskine og grab. Hydraulisk indvinding/sandsugning: Den mest almindelige form for råstofindvinding til havs. Metoden foregår ved, at der pumpes sand eller ral op fra havbunden gennem en eller flere slanger. Derefter afvandes og størrelsessorteres (ved de grovere sedimenttyper) og hvorefter materialet transporteres væk. Der findes to typer sandsugning: Stiksugning som foregår mens skibet ligger stille og efterlader et dybt kegleformet hul. Nogle steder foregår det så intensivt, at der laves huller på f.eks. 300 * 500 m med en dybde på op til 10 meter. Slæbesugning som foregår under sejlads, hvor der trækkes et sugehoved hen over bunden, som suger alt sediment i ca. halvanden meters bredde og ca. 40-50 cm dybde, op. Ved stiksugning sker der som hovedregel kraftig lokal uddybning af havbunden (adskillige meter), som kan føre til permanent ændring af betingelserne for plante- og dyreliv samt sedimentsammensætning i det berørte område. Ved slæbesugning påvirkes større arealer end ved stiksugning, men påvirkningen er mindre intensiv, idet vanddybde og sedimentsammensætning ikke henholdsvis øges og ændres i samme omfang.

3.1.2 Fysisk effekt

Alle optagningsformer giver anledning til opslemning af finkornet materiale og porevand og frigivelse af opløste forbindelser fra porevand til vandfasen, som kan spredes over et større område afhængigt af strøm- og bølgeforhold. Ud over at det ophvirvlede materiale, rent mekanisk, kan begrave bunddyr og planter i nærområdet og forringe lysforholdene, så kan partiklerne og porevandet også indeholde organisk stof og næringsstoffer, som kan medføre øget iltforbrug og øget produktion af planteplankton. De groveste/tungeste fraktioner af ophvirvlede sediment bundfælder relativt hurtigt mens de lettere fraktioner med et højere organisk indhold er længere tid om at bundfælde, så det dels kommer til at ligge øverst og kan spredes ud over et større område, inden det bundfælder.

Den direkte påvirkning af råstofindvinding ligger nationalt på omkring en til to kvadratkilometer årligt. De samlede virkninger heraf afhænger af de berørte systemers hydrauliske opholdstid, indvindingsmetoden, sedimentets beskaffenhed og den samlede mængde. I nogle områder er råstofindvindingen dog meget intensiv. F.eks. er store arealer i Køge Bugt enten allerede i brug eller udlagt som potentielle indvindingsområder – benævnt "fællesområder" (se figur 3.1). Områder udlagt til råstofindvinding kræver dog tilladelse og en konsekvensvurdering, så det sikres, at gældende lovgivning overholdes herunder f.eks. krav om kumulativ påvirkning.



Figur 3.1. Kort over områder udlagt til forskellige aktiviteter, som kan medføre fysiske påvirkninger af Køge Bugt.

3.1.3 Næringsstoffeffekt

Mængden af næringsstoffer som bliver frigivet under råstofindvinding og anden graveaktivitet varierer afhængigt af sedimentets beskaffenhed, gravemetode og indvindingsområdet og af hvor længe de organiske partikler forbliver i suspension eller udsættes for resuspension. Aktiviteten kan resultere i frigivelse af næringsstoffer som kvælstof og fosfor, organisk materiale, samt miljøfremmede stoffer, ud i vandfasen, hvilket medfører forringet vandkvalitet i det berørte område. Man kan inddele næringsstoffrigivelsen i to faser; den akutte frigivelse af næringsstoffer, som stammer fra opblanding af porevandet i sedimentet. Det drejer sig ofte om relativt små volumener, men porevand indeholder typisk høje koncentrationer af uorganiske eller let nedbrydelige opløste næringsstoffer. Dernæst er der den længerevarende (og nogle gange permanente) effekt, som skyldes ændring af havbunden fra f.eks. gruset gennemstrømmet og næringsfattig bund til sedimentationsområde med stillestående vand og forringet denitrifikation.

De processer som medfører næringsstoffrigivelse under og umiddelbart efter gravning/sugning er blandt andet:

- **Resuspension:** Når der graves eller suges i havbunden, sker der en suspension af partikulært stof. Det betyder, at de organiske stoffer i sedimentet skifter fra at være i et iltfrit og stærkt reduceret miljø til at være i et iltholdigt miljø. Desuden er temperaturen typisk højere i vandsøjlen end i sedimentet i sommerhalvåret, og de suspenderede stoffer bliver eksponeret for lys, hvilket kan øge nedbrydningen af organiske forbindelser. Tilsammen betyder disse forhold, at dele af det organiske stof nedbrydes

og frigiver sine næringsstoffer således, at de igen kan indgå i det biologiske kredsløb. Samtidig opblandes porevandet - med sit høje indhold af næringsstoffer - i vandfasen. Tilsammen betyder det, at råstofindvinding bidrager til frigivelse af næringsstoffer i området, især hvis råstofindvindingen foregår i sommerhalvåret. Effekten er mindre om vinteren og efteråret, hvor vandtemperaturen typisk er lavere og primærproduktionen er lysbegrænset. Typisk foregår råstofindvindingen i områder med relativt lavt organisk indhold.

- Iltning af sedimentet: Både havbunden og det ophvirvlede materiale kan blive midlertidigt iltet og delvist nedbrudt, under iltforbrug og frigivelse af næringsstoffer.

Den endelige mængde næringsstoffer der frigives og dermed, hvilken eutrofieringseffekt aktiviteterne vil have, afhænger udover sedimentets indhold af næringsstoffer således dels af metode, område og den samlede indvindingsmængde.

Den samlede næringsstoffeffekt vurderes at være begrænset, på kort sigt. Flere studier, som har målt på tab af næringsstoffer eller næringsstofkoncentrationer i arbejdsområdet for indvindingen, har fundet tabsrater på under 1% af den samlede mængde næringsstoffer i det opgravede sediment (Cornwell & Owens 2011) eller næringsstofniveauer som ligger indenfor den naturlige variation (i stærkt tidevandspåvirket farvand) (Lohrer & Wetz 2003) og i (Tramontano & Bohlen 1984) fandt man, at opløste stoffer målt i fanen fra gravearbejde var nede på baggrundsniveau 180 meter fra indvindingsområdet. Den samlede frigivelse bør imidlertid vurderes i forhold til andre kilder og områdets tilstand i forhold til vandområdeplaner eller andre forvaltnings- og naturmæssige hensyn. Der bør være særlig opmærksomhed på iltfattige områder og områder med høj næringsstoffilførsel og højt indhold af organisk materiale i sedimentet. F.eks. medførte gravning i et tidligere næringsstofbelastede område, at mere næringsstofholdigt sediment blev eksponeret grundet afgravning (Nayar et al 2007). Ligeledes bør der være særlig opmærksomhed på transport af sediment mellem områder med meget varierende salinitet (DeLaune & Smith 1985).

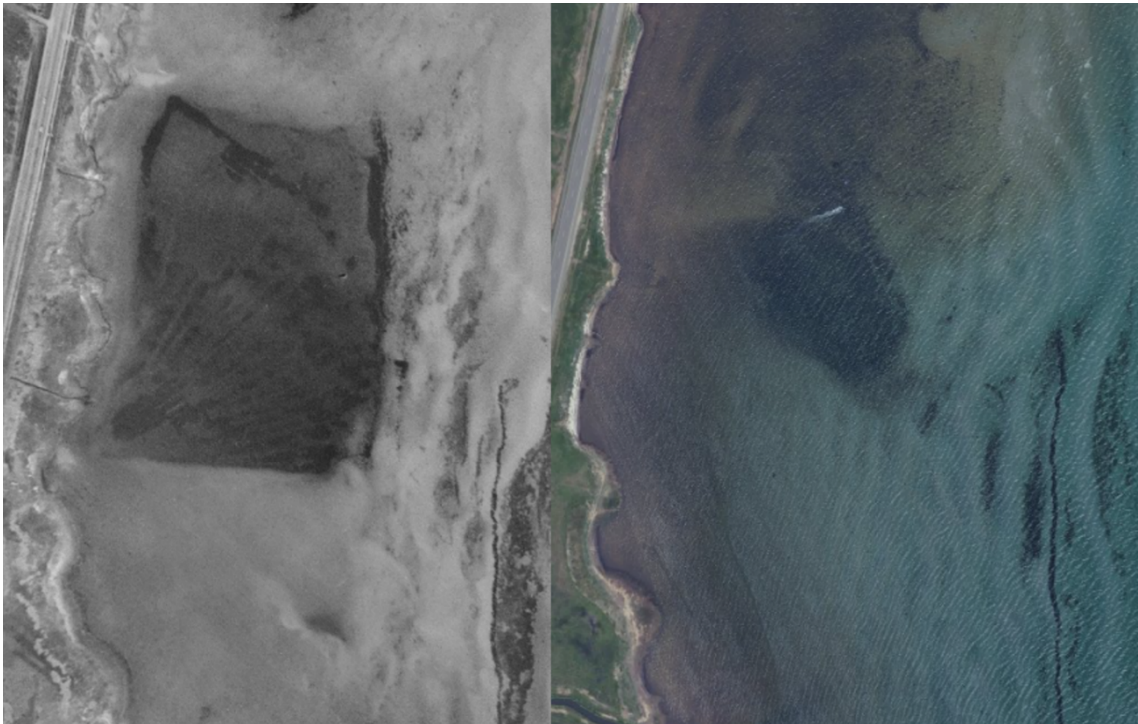
De længerevarende effekter er knyttet til ændring i sedimentsammensætning, topografi og dermed også sedimentation, vandudskiftning, biogeokemi, bundfaunasammensætning og bundplanter/makroalger. I de dybe huller som stiksugning efterlader, ophobes fint sediment og organisk materiale i det stillestående vand. Dette øger risikoen for iltfrie forhold, ammonium og sulfid-produktion og manglende infauna, som ilter sedimentet (bioirrigation). Som konsekvens øges den samlede nedbrydning af organisk materiale flerfold sammenlignet med upåvirket sediment, og N- og P-fluks ud af sedimentet øges indtil der er opnået en ny ligevægt. N-fluxen skifter fra at være domineret af frit kvælstof (N_2) fra denitrifikationen i det upåvirkede sediment til primært at være ammonium (NH_4^+) (Graca et al 2004).

Der mangler generelt viden om langtidseffekter af råstofindvinding, men sedimentets beskaffenhed, topografien og bundfaunaen er typisk påvirket i adskillige år til årtier eller vurderes aldrig at komme sig igen (van Dalssen et al 2001, Mielck et al 2021) afhængigt af området, indvindingsmængden og metoden. F.eks. ses det på ortofoto af en tidligere lergrav i Nivå bugt, hvor indvindingen ophørte omkring 1930, at der 90 år senere stadig er tydelige spor og ophobning af organisk materiale efter graveaktivitetens ophør (figur 3.2). Det er uklart, hvor stor effekten er på næringsstofudvekslingen i et tidligere indvindingsområde, men ændringen i den biogent drevne sedimentkemi vil have en indirekte effekt på næringsstofudvekslingen, så

længe faunasammensætningen ikke er genoprettet. Uanset om der er tale om stiksugning eller slæbesugning er effekterne på næringsstoffdynamikken overordnet den samme. Men der er formentlig kvantitative forskelle på ophobning, udveksling, genetablering osv.

3.1.4 Videnshuller

- Langtidseffekter: Hvilke processer ændrer på næringsstoffluxene over tid og hvor stor er påvirkningen?
- Feedback-mekanismer: Kan de ændrede forhold i et indvindingsområde brede sig til omgivelserne?



Figur 3.2. Tidligere lergrav på lavt vand i Nivå bugt. Til venstre; ortofoto 1954, ca. 24 år efter ophørt gravning. Til højre; ortofoto 2020 ca. 90 år efter ophørt gravning. Mørkfarvning af sedimentet skyldes overvejende ophobning af organisk materiale. Kilde: MiljøGis (miljoegis.mim.dk) og <https://www.wikiwand.com/da/Niver%C3%B8d>

3.2 Klapping og bypass

3.2.1 Metoder til klapping og bypass

Klapping er en proces hvor overskydende materiale/sediment fra gravearbejde dumpes i havet. Bypass er grundlæggende det samme, men her dumpes overskydende materiale fra f.eks. uddybning af sejlrende "nedstrøms" graveområdet, så materialetransporten i princippet fortsætter videre i strømmens retning.

Ved klapping kan næringsstoffer fra et område blive eksporteret til et andet område. Graveaktiviteter vil altid gå forud for en klapping eller bypass, men i dette afsnit adresseres

alene klappning og bypass, og ikke den forudgående graveaktivitet, som til dels kan sammenlignes med råstofindvinding.

3.2.2 Fysisk effekt

Under klappning sker der en omfordeling af det klappede materiale, så de tungeste/groveste fraktioner falder hurtigt til bund mens det finkornet materiale og opløste stoffer sedimenterer langsomt og enten lægger sig som øverste lag på klapplassen eller spredes ud i området afhængigt af strømforhold og topografi. Traditionelt har man i Danmark anvendt steder med kraftig strøm som klapplasser ud fra den betragtning, at så forsvinder en stor del af det klappede materiale med strømmen. Det er en uhensigtsmæssig praksis, idet steder med kraftig strøm typisk har en grov bund med høj biodiversitet og fiskerimæssig værdi. Når man klapper i sedimentationsområder med blød bund og dybt vand, en praksis som også anvendes, vil materialet i højere grad blive på klapplassen. Klappning kan også anvendes i en positiv sammenhæng i de tilfælde, hvor klappmaterialet har et lavt indhold af organisk materiale og fine partikler (ler silt), men mest består af sand. Metoden kaldes "sandcapping" og kan anvendes til at indkapsle/begrave blødt og organisk og næringsberiget sediment og dermed skabe levesteder til bundfauna og rodfæstede planter, som ikke kan trives i mudrede bundforhold.

I Zimmerman et al., 2003 blev effekten på den bentske fauna undersøgt i områder, der støder op til et stort klappningsområde på den nordamerikanske shelf på omkring 13 m dybde. Her var det tydeligt at den bentske fauna som lå "nedstrøms" den dominerende strømretning også blev påvirket negativt af klappningen. Ligesom for råstofindvinding må det forventes at den negative påvirkning af bundfaunaen og sedimentsammensætningen må have en negativ påvirkning på den bentske koblede biogeokemi

3.2.3 Næringsstoffeffekt

Marint sediment kan indeholde store mængder næringsstoffer bundet til uorganiske partikler og i organisk materiale samt en opløst fraktion i porevandet. Klappning kan derfor potentielt medføre stor import af næringsstoffer til det område, der klappes i. For sedimentundersøgelserne i forbindelse med Lynetteholmen og udvidelsen af Århus havn blev der fundet lidt over 1 g N per kg TS og 0,3-0,5 g P per kg TS. Det svarer rundt regnet til 0,7 til 0,8 ton N per 1000 m³ sediment og 0,2 til 0,4 ton P per 1000 m³ sediment. Og i en undersøgelse fra USA af sediment fra ni forskellige sejlruter i områder fra fjorde til tidevandspåvirkede laguner blev der fundet koncentrationer på 0,2 til 4 g N per kg TS. I alle tre studier/rapporter blev tabs-/frigivelsesraten estimeret til omkring 1% af det klappede materiale, men det dækker formentlig over frigivelsen umiddelbart under håndtering/klappning (Jones & Lee 1981, COWI 2021). I undersøgelser med sedimenter fra danske farvande lavet i forbindelse med større anlægsprojekter blev der estimeret frigivelser på op til 10% (DHI 2020). I andre studier af næringsstoffrigivelse vurderes den også til at være ret begrænset (Essink 1999). Eksperimenter med frigivelse af næringsstoffer fra opgravet sediment fra 1980'erne i Storebæltsområdet viser, at kvælstoffrigivelsen fortsætter i måneder efter at slammet har været resuspenderet i vandet. Hvor meget der frigives over tid, vil afhænge af klapplassens strømforhold, topografi, iltforhold, salinitet osv.

3.2.2 Videnshuller

- Langtids effekter: Der mangler viden om hvilke forhold der betyder noget for næringsstoffrigivelsen over tid, både den direkte frigivelse og den indirekte i form af ændret biogeokemi i klapområdet.
- Feedback-mekanismer: Den negative feedback fra ændrede fauna og biogeokemi er ikke velbeskrevet eller nemt kvantificerbar.

3.3 Fiskeri med bundslæbende redskaber

I fiskeri med bundslæbende redskaber bliver udstyret trukket hen over bunden og kan alt afhængig af selve udstyret og bundtype forstyrre havbunden ned til en dybde på 35 cm (Eigaard et al 2016). Bundtrawlfiskeri udgør omkring 50% af den danske fiskeriindsats, målt som fiskedage, og på en årlig basis påvirker denne type fiskeri fra danske fiskere havbunden direkte i omkring 33% af den danske EEZ (Gislason et al 2021). I Skagerrak og Kattegat (ICES-område 3a) estimeres det, at mellem 50 og 75% af områderne er påvirket af fiskeri med bundslæbende redskaber og for hele Nordsøen (ICES 4a, b og c) er mellem 42 og 89% af området direkte påvirket (Amoroso 2018). Mens adskillige studier har vist, hvordan gentagne fysiske forstyrrelser via fiskeri med bundslæbende redskaber ændrer mangfoldigheden af sedimentflora og fauna (Bolam et al 2017, Rijnsdorp et al 2018, Krause-Jensen et al 2021, Trimmer et al 2005), er der kun få der har undersøgt, hvordan dette påvirker kulstof- og næringsstoffrigivelser (van de Velde et al 2018, Ferguson et al 2020). Dog har to nylige studier fra Holland og Australien påvist, at trawlfiskeri kan øge sedimentfrigivelsen af kulstof og næringsstof (van de Velde et al 2018, Ferguson et al 2020). I et studie fra Østersøen på 20-35 meters dybde på bund af ler og gytje blev det fundet, at et standard størrelse bundtrawl med to 230 kg tunge metalskovle, 50 meter net-åbning og gummihjul på undertælleren ophvirvler omkring ti ton sediment og omfordeler omkring 500 ton sediment per km fisket, frigiver opløste næringsstoffer fra porevandet (især ammonium og fosfat), komprimerer og ændrer sedimentkemien og næringsstof og ilt-udvekslingen med sedimentet i mindst 48 timer efter fiskeriet. Studie fra Limfjorden viser, at skrab fra muslingefiskeri i gennemsnit øgede sedimentkoncentrationen med 0.62-1.79 mg/L i sedimentfanen, som spredte sig 260-540 m fra skrubesporet (Pastor et al., 2020). Det ophvirvlede sediment kunne registreres over 1 km fra trawls sporet 3-4 dage efter fiskeriet og sporene fra trawlet kunne ses på havbunden 18 måneder efter. Langtids effekterne af trawlaktiviteten på næringsstofudvekslingen mellem sediment og vandfase er ukendte, men det er sandsynligt, at den er påvirket i lang tid og aldrig når at genetableres sig i områder med høj trawllaktivitet (Bradshaw et al 2021).

Et ældre studie i Limfjorden har vist en mulig øget frigivelse af især ammonium efter trawling og en mindre, men ikke signifikant, forøget frigivelse af nitrat og nitrit efter muslingeskrab (Riemann and Hoffmann 1991). Samtidig viste et nyere studie foretaget i Limfjorden at muslingeskrab desuden kan øge sedimentets frigivelsen af fosfat (op til 23 mmol P m⁻²), hvilket på tidspunktet for undersøgelsen svarede til mængden af fosfat modtaget fra land og punktkilder (Holmer et al 2003). Mobiliseringen af sedimentet ved bundtrawling og muslingeskrab øger stofomsætningen over dage til uger ved at blande organiske materiale fra den iltfattige havbund op i den iltrige vandsøjle, hvilket i teorien skulle øge omsætningen og frigivelsen af kulstof og næringsstoffer til vandsøjlen (Zehnder & Stumm 1988, Canfield et al 2005). Men hvorvidt dette er tilfældet og om fiskeri med bundslæbende redskaber generelt påvirker de store lagre af næringsstoffer, der

findes i havbunden i danske farvande, er endnu ikke blevet undersøgt. At opnå denne viden er derfor af stor betydning for forvaltningen af det danske havmiljø.

I hvilket omfang fiskeri med bundslædende redskaber påvirker næringsstoffrigivelser og det lokale økosystem vil afhænge af en hel række forbundne faktorer som inkluderer typen af fiskeredskab, udstrækning/omfang, sedimentets karakteristika, bundfauna og dens sammensætning, typen og mængden af næringsstoffer i sediment samt de lokale hydrodynamiske forhold. Desuden er den påvirkningen af forskellige fiskemetoder geografisk heterogent fordelt da muslingefiskeri primært foregår i kystnære, eutrofe områder, mens bundtrawl forgår i langt større udstrækning i mere åbne farvande på større dybder.

Forskellige fiskeredskaber og de komponenter de består af, har vidt forskellig indvirkning på sedimentet (O'Neill et al. 2018, Eigaard et al 2016, Zenging & Rijnsdorp 2016). Et bundtrawl består typisk af en stor net-pose, der holdes åbent af to store metalplader kaldet trawlskovle. Trawlskovlene og netposen holdes sammen af såkaldte mellemliner, mens netposens undertælle er fastgjort til en vægtbelastet rub eller "bundgear" som sikrer tæt bundkontakt og beskytter netposen mod skader, når den slæbes hen over bunden. Trawlskovlene er ofte tunge og trænger dybt ned i sedimentet, hvorved de skaber turbulens som resuspenderer sedimentet op i vandsøjlen samt pløjer furer i sedimentet hvor store mængder sediment omfordes. Området som trawlskovlene påvirker, repræsenterer typisk mellem 1- 3% af det samlede trawlareal (Eigaard et al. 2016). Modsat berører mellemlinerne, der generelt repræsenterer den største del af trawlarealet (58-86%), kun sedimentet relativt let og derved skabes der mindre resuspension i dette område per m² overstrøget areal. Bundgear og trawlnet udgør typisk mellem 12-39% af det samlede trawlareal (Eigaard et al. 2016) og forstyrrer ikke sedimentet lige så dybt som skovlene, men som vist i Bradshaw et al (2021), så kan den samlede effekt af bundgearets kontakt med sedimentet godt overstige effekten fra trawlskovlene, målt på sedimentvolumen, da det overstrøgne areal er større. Et nyligt studie har også demonstreret, hvordan forskellige dele og design af trawludstyret begge kan påvirke næringsstoffrigivelsen (Breimann et al 2022). Modsat trawlredskaber med skovle har muslingeskrabere (og bomtrawl) et mere homogent aftryk på sediment og næringsstof frigivelse, da redskaberne er mere homogent opbygget (Eigaard et al 2016). En muslingeskraber har f.eks. kun én type af slæbespor, der er et resultat af den samlede påvirkning af havbunden fra rammen og brynjen, som derfor udgør 100 % af redskabets fodaftryk. Hvorvidt, og i hvilket omfang, fiskeri med bundslæbende redskaber resuspenderer sedimentet og påvirker næringsstof frigivelsen vil derfor afhænge af hvilken type trawludstyr der bliver brugt (Tiano et al 2019).

3.3.1 Påvirkning af bundfauna og sedimentets biogeokemi

Bundfaunaens biomasse, tæthed og artsammensætning afhænger af og påvirker både vandsøjlen og sediments biogeokemiske kredsløb. Men sediments typologiske (f.eks. organisk vs. mineralske), fysiske (f.eks. partikelsammensætning ift. kornstørrelse) og kemiske (f.eks. iltindhold og forekomsten af giftig svovlbrinte) forhold påvirker også bundfaunaen. Derudover påvirker bundfaunaen selv miljøforholdene, fordi en stor del af arterne graver i bunden og bearbejder sedimentet ("bioturbation"). Derved iltes sedimentet og det organiske materiale, der lander på sedimentoverfladen, blandes dybere og stimulerer desuden omsætningen. Derfor vil bundslæbende redskabers påvirkning af bundfauna også indirekte påvirke omsætningen og frigivelsen af næringsstoffer (Olsgard et al 2008). Efter trawling vil tidsskalaen for at opnå de "upåvirkede" biologiske og biogeokemiske forhold også have stor betydning for den samlede

påvirkning (Morys et al 2021). Denne tidsskala er meget svær at forudsige og kan alt efter regionale forhold potentielt variere fra nogle få måneder til mange (> 5 år) år. Som eksempel vil tidsskalaen for reetableringen af sedimentets biogeokemi stærkt afhænge af genetableringen af bunddyrssamfundet (muslinger, børsteorme osv.). Den samlede effekt af bundslæbende redskaber på disse komplekse og langvarige processer er stadig ikke blevet undersøgt i detaljer.

Sedimenter indeholder næringsstoffer i mange forskellige former hvilket inkluderer både uorganiske og mange organiske forbindelser. Mens de uorganiske forbindelser findes i et begrænset antal former (ammonium, nitrat osv.) findes de organiske forbindelser i mange former, både i levende organismer og i detritus, men også på tværs af et bredt spektrum af størrelse og strukturel kompleksitet, lige fra simple aminosyrer til komplekse forbindelser af marin og terrestriske oprindelse (Lønborg et al 2020). Generelt kan det antages, at alle uorganiske næringsstoffer let kan optages af primærproducenter (f.eks. fytoplankton, ålegræs) og derfor er 100% tilgængelige over korte tidsskalaer (minutter til dage). Dog afhænger dette optag af faktorer som temperatur, sollys og artssammensætning (Mulholland & Lomas 2008). Derimod er ikke alle organiske forbindelser tilgængelige (biotilgængelige) for nedbrydning over tidsskalaer (dage), der er relevante for deres vækst, men en variabel del kan forbruges af mikrober over korte tidsskalaer (Lønborg & Søndergaard 2009). Nedbrydningen og biotilgængeligheden af det organiske materiale afhænger af faktorer som den kemiske sammensætning, redox forholdene, mængden af uorganiske partikler, sollys, samt det enzymatiske lager hos de organismer, der nedbryder den (Lønborg et al 2020). Nedbrydning af organisk materiale der resuspendes via bundslæbende redskaber er endnu ikke blevet undersøgt i detaljer, men et studie i Limfjorden har påvist et forøget iltforbrug og produktion af ammonium efter brugen af bundslædende redskaber (Riemann & Hofmann. 1991), hvilket indikerer en høj nedbrydning af det sediment frigivende organisk materiale. Efter resuspension vil de uorganiske og organiske forbindelser forblive i vandsøjlen i en periode, og længden af denne periode er afhængig af blandt andet sedimentets kornstørrelsesfordeling og vandets opholdstid ("hydrodynamiske forhold"). Længden af denne periode vil også bestemme, hvorvidt fiskeri med bundslædende redskaber har en lokal eller mere regional påvirkning af næringsstofmængden og -typen der frigives. Typisk vil man forvente at fiskeri med bundslædende redskaber kun vil have en lokal påvirkning af næringsstofniveauet i områder med lang opholdstid/svag strømpåvirkning. Modsat hvis opholdstiden er kort (kraftige strømforhold), hvor de frigivne næringsstoffer vil blive fordelt over et større område før de evt. sedimenteres eller bliver optaget af planktonet. Desuden vil det organiske stofs sedimentationshastighed, også bestemmes af vandsøjlets dybde og lagdeling.

Som beskrevet ovenfor er der mange faktorer og mekanismer der påvirker næringsstofpuljerne, og derved hvor meget fiskeri med bundslæbende redskaber påvirker disse. Da alle ovennævnte faktorer i varierende grad er forbundet, er det meget svært at svare entydigt på, hvordan fiskeriets bundslæbende redskab påvirker næringsstofsammensætningen i de danske farvande. Derfor er det vigtigt at kvantificere virkningerne af de forskellige faktorer nævnt ovenfor.

3.3.1 Videnshuller

- Akutte effekter: De akutte effekter er relativt velbeskrevet, men næringsstofeffekten er svær at kvantificere, da den afhænger af mange faktorer.
- Langtidseffekter: Der mangler viden om hvor stor betydning ændret faunasammensætning og sedimentforhold har, og hvor lang tid det tager for systemet, funktionelt, at vende tilbage til en uforstyrret tilstand – afhængigt af sedimenttype og dybde.
- Sammenspil med andre presfaktorer: Hvordan spiller bundforstyrrelse sammen med f.eks. eutrofiering, miljøfarlige stoffer og iltsvind.
- Redskaber og bundtyper: Der er forskel på hvor invasive de forskellige fiskeredskaber er, og hvor robuste forskellige bundtyper er, men der mangler overblik over de forskellige kombinationer og deres effekt på næringsstoffluxene.

4. Forhold som har betydning for næringsstof-frigivelse fra suspenderet sediment

I den videnskabelige litteratur er der indikationer for, at menneskeskabt fysisk forstyrrelse af havbunden og den resulterende (re)suspension af sediment medfører en frigivelse af næringsstoffer til vandfasen. Det er imidlertid ikke alene den specifikke aktivitet, som har betydning for en evt næringsstoffrigivelse, men også en række sted- og materialespecifikke faktorer, herunder hvor nemt sedimenterne kan resuspenderes, indholdet, typen og omsætteligheden af næringsstoffer i det suspenderede sedimentet, partikelstørrelse, iltforhold osv. I dette afsnit beskrives nogle af de væsentligste forhold, som har betydning for næringsstoffrigivelsen fra det suspenderede sediment ligesom de væsentligste videnshuller afdækkes. Da mange af disse emner ikke er tilstrækkeligt afdækkede i litteraturen, er der medtaget upublicerede data som synliggør problemstillingerne.

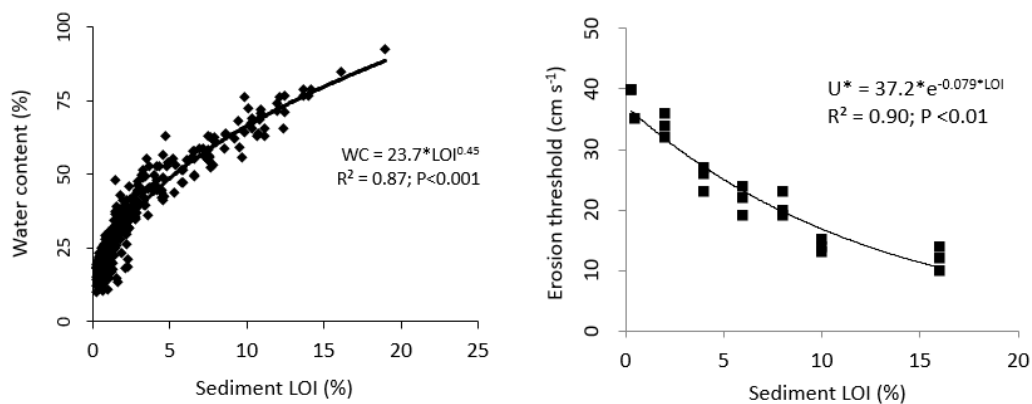
4.1 Fysik, organisk indhold og sedimentdynamik

Sedimentstabilitet er afgørende for, hvor nemt sedimentet resuspenderes som følge af både antropogen fysisk forstyrrelse af havbunden men også af naturlige processer som bølger og strøm. Processerne sedimentstabilitet, -erosion, og -transport er forskellige for sedimentter, der defineres som; 1) ikke-kohæsive eller 2) kohæsive sedimentter. Ikke-kohæsive sedimentter er sedimentter, hvor kornstørrelsen er $>63 \mu\text{m}$, og som primært består af sand, grus og småsten. Disse partikler interagerer normalt ikke, og deres erosion kan simpelt beskrives ved deres vægtfylde i forhold til strømnings- og bølgepres. Erosion og sedimenttransport er derfor relativt let at modellere, når hydrodynamikken, inklusive bølge- og strøm-pres, er velbeskrevet. Denne primært uorganiske fraktion reflekterer lyset, hvorved lysvejen bliver længere som funktion af partikelkoncentrationen. Sedimenttransporten foregår som en sorteringsproces, hvor de tungere partikler (grus+småsten) triller/hopper langs bunden, mens finere sand forbliver i vandfasen, så længe bølgepresset overkompenserer faldhastigheden af de individuelle partikler. Indholdet af næringsstoffer i ikke-kohæsive sedimentter er typisk lavt.

Kohæsive sedimentter defineres ved kornstørrelser $<63 \mu\text{m}$, som består af ler, silt og fint organisk partikulært materiale. Lerpartikler er elektrostatiske ladede og kan derfor binde sig til hinanden og bidrage til sedimentstabilitet. Andelen af elektrostatiske lerpartikler vil således være afgørende for sedimentstabiliteten. På lavere vanddybder med tilstrækkeligt lys ($>25 \mu\text{mol fotoner m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) kan benthiske kiselager kitte overfladesedimenter sammen og dermed også bidrage betragteligt til sedimentstabiliteten. Tærskelværdien for resuspension, defineret som den kraft der skal til for at skabe resuspension (kritisk Tau, med enheden $[\text{N m}^{-2} \text{ s}^{-1}]$), afhænger således af sedimentforholdene, hvor kohæsivt ikke-konsoliderbart sediment, med højt organisk indhold, har en lav tærskelværdi (Amos et al. 2004, Lundkvist et al. 2007), mens den for ikke kohæsive sedimentter er højere.

Der er en direkte sammenhæng mellem det organiske indhold i kohæsive sedimentter og tærskelværdien for resuspension (Fig.1). Sammenhængen mellem sedimentets organiske indhold og vandindholdet er undersøgt i Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord, Løgstør Bredning og Det Sydfynske Øhav (figur 4.1 A, n=248). Relationen er statistisk signifikant. En test af resuspensionstærskelværdiens afhængighed af sedimentets organiske indhold viste

tilsvarende sammenhæng og signifikante resultater (figur 4.1 B). Dette muliggør beregning af fysiske forstyrrelser under danske kystforhold, når sedimenternes organiske indhold er kendt (fra Flindt et al. 2022).



Figur 4.1. (A) viser sammenhængen mellem sedimentets organiske indhold (LOI %) og vandindholdet (%), (B) den afledte sammenhæng mellem sediments LOI og tærskelværdien for resuspension (fra Flindt et al. 2022).

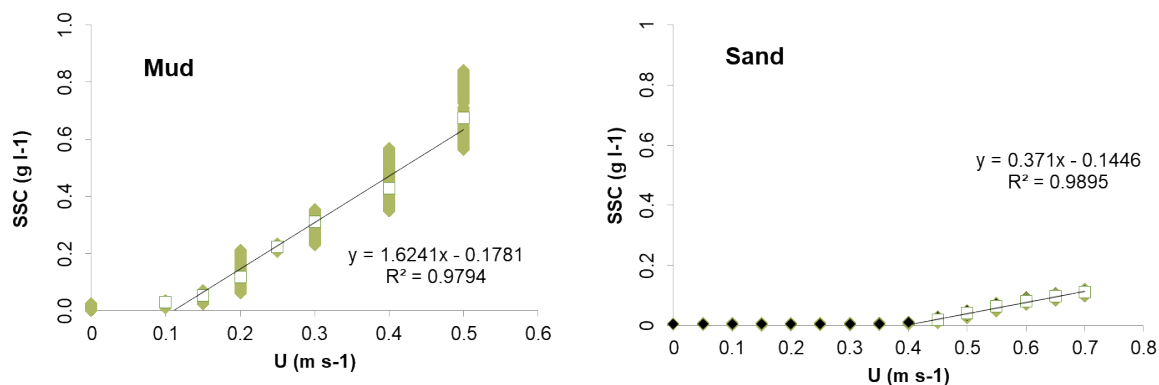
Tærskelværdier for resuspension er et mål for, hvor nemt havbundssedimenterne resuspenderes og den samme naturlige eller menneskeskabte fysiske forstyrrelse kan således resultere i forskellig mængde resuspenderet materiale alt efter materialets tærskelværdi og erosionsraterne. Resultaterne af resuspensionstærskelværdierne i tabel 1 er målt på baggrund af de opgjorte kornstørrelsesfordelinger for hvert eksperiment. Som det ses, er median-kornstørrelsen for det sandede sediment defineret som finkornet sand (220 μm ; 0.3% LOI) og resuspensionstærskelværdien ville have været meget højere, hvis sandfraktionen var grovere (400-500 μm). Det er også vigtigt at forholde sig til kornstørrelsen af de organiske partikler i sedimenterne, idet denne kan variere fra normalen, hvor det organiske partikulære materiale er <63 μm til gytje-holdigt sediment, hvor kornstørrelsen er meget højere (mm-cm). Der vil derfor gælde andre forhold for gytje-aflejringer. Plasticiteten (Jacobs et al. 2011) udtrykt som kompaktion- og konsolidering-status af sedimenter er også afgørende for tærskelværdier for erosion og specielt erosionshastigheden (Amos et al. 2004, Jacobs et al. 2011). Kompaktionen kan simpelt måles ved ændringer i højden af de hjemtagne uforstyrrede sedimentkerner, og alternativt beregnes (Jacobs et al. 2011).

Der er også en signifikant sammenhæng mellem blandingen af sand og mudder i sedimenterne og våddensiteten (WBD) af de forskellige sedimenter (tabel 1). Med en LOI på 16,2% er våddensiteten af sedimentet (WBD) nede på 1.31 g cm^{-3} , mens det sandede sediment med LOI på 0.3% har en WBD på 1.78 g cm^{-3} , hvilket er afgørende for tærskelværdien for erosion. Den store forskel i våddensiteten skyldes, at muddersediment har et meget højere indhold af let materiale, idet vandindholdet ofte er 60-90%, mens det sandede sediment kun indeholder 15-20% vand.

Tabel 4.1. Oversigt over forskellige sedimentkarakteristika og deres indbyrdes sammenhæng.

Sediment data	Stations						
	0.3	2.4	4.1	6.1	8.0	10.3	16.2
LOI (%)	0.30 ± 0.08	2.41 ± 0.14	4.10 ± 0.64	6.13 ± 0.74	8.02 ± 0.64	10.3 ± 0.50	16.2 ± 0.15
Water content (%)	20 ± 0.71	40 ± 3.20	54 ± 2.10	65 ± 2.35	68 ± 1,87	78 ± 2.40	83 ± 4.12
Wet Bulk density (g cm ⁻³)	1.78 ± 0.05	1.53 ± 0.18	1.38 ± 0.04	1.32 ± 0.07	1.36 ± 0.12	1.33 ± 0.05	1.31 ± 0.06
Median grain size (µm)	220	187	108	84	101	76	59
Erosion threshold (cm s ⁻¹)	40 ± 1.90	34 ± 3.30	25 ± 3.09	22 ± 2.62	21 ± 3.68	14 ± 3.56	12 ± 1.89
Erosion rates (g m ⁻² min ⁻¹)	0.16 ± 0.02	0.92 ± 0.17	1.1 ± 0.30	1.59 ± 0.46	1.92 ± 0.45	2.41 ± 0.35	5.1 ± 1.31

Mens disse resultater sætter den fysiske ramme, er det de fysisk baserede erosionshastigheder, som har mest indflydelse på miljøeffekterne efter en fysisk forstyrrelse. Disse er vist som eksempel i figur 4.2, hvor resuspensions-dynamikken for det sandede sediment og mudrede sediment er vist for bundstrøm hastigheder (Free stream velocity – FST) i intervallet 0.0-0.70 m s⁻¹, hvilket dækker de fleste danske hydrodynamiske forhold.



Figur 4.2. viser resultaterne af erosionsforsøgene for sandet sediment (LOI=0.3%) og det mudrede sediment (LOI= 16.2%) gennemført i kontrollerede flumeforsøg med variabel strømshastighed ("U"). Erosionsmængden er angivet som koncentrationen af suspenderet stof (SPM).

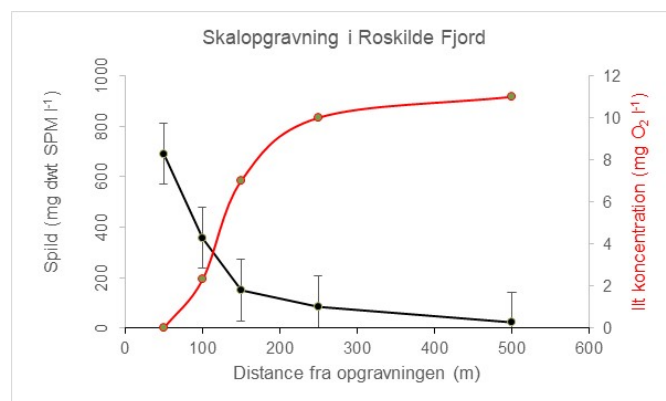
Det mudrede sediment begynder at resuspendere ved strømshastigheder på 10-12 cm s⁻¹, mens det finkornede sandede sediments erosionstærskel ligger på 40 cm s⁻¹. Erosionen af muddersedimentet (LOI=16.2%) startede ved strømshastigheder på 0.12 m s⁻¹ og øgedes hurtigt til turbiditetsloggerne var mættet ved 0.50 m s⁻¹ (figur 4.2). Øgningen i turbiditet per step i strømshastighed varierede mellem 0.12 and 0.25 g SPM l⁻¹, mens erosionen af det sandede sediment (LOI=0.3%) først startede ved strømshastigheder på 0.40 m s⁻¹, hvor turbiditeten konstant øgedes med 0.03 g SPM l⁻¹ indtil 0.70 m s⁻¹. Den hurtige erosion på mudderbunden var allerede målbar som øget turbiditet ved strømshastigheder på 0.2 m s⁻¹ med en koncentration >0.1g SPM l⁻¹. Den mest udtalte forskel fremkom ved strømshastigheder på 0.5 m s⁻¹, hvor turbiditeten i mudder- og sand-eksperimentet var hhv. 0.7 g SPM l⁻¹ og 0.05 g SPM l⁻¹. Erosion fra mudderbunden resulterede derved med 14 gange mere suspenderet partikulært materiale end sandbunden.

Feltbaserede erosions eksperimenter i Venedig Lagunen (Amos et al. 2004; Bergamasco et al. 2003) og i strømrender (flumes) viste tilsvarende udstrækning af tærskelværdier for erosion og erosionsstyrker, og her blev eksperimenterne gentaget om vinteren, hvor biostabiliteten var

svækket grundet lavere temperaturer og mindre lysintensitet (Paterson, D.M., 1989). Den målte vinter-sedimentstabilitet var ca. halvdelen af sommermålingerne. Størrelsen og dynamikken i biostabiliteten blev efterfølgende nærstuderet (Quaresma et al. 2004; Lundkvist et al. 2007), hvor biostabiliteten blev kvantificeret i 1) ubehandlede flumes, i flumes, som hindrede biostabilitetsudvikling fra henholdsvis 2) overfladebakterier og 3) bentiske kiselalger. Bakteriebidraget til sedimentstabiliteten var 10-15%, mens de penate kiselalger bidrog med ca. 85% af stabiliteten. I alt var biostabiliteten 3 x højere end den klassiske sedimentstabilitet uden biologisk aktivitet, og erosionsraterne var også betydeligt reducerede.

4.2 Betydning af ilt

Iltforholdene i vandet kan have alt fra ingen til meget stor effekt i nærfeltet af den fysiske forstyrrelse. Tilstedeværelse af (rigeligt) ilt vil øge nedbrydningen af organisk materiale og dermed øge frigivelsen af uorganiske næringsstoffer. Omvendt kan frigivelsen af større mængder labilt organisk materiale opbruge ilten, hvilket kan reducere nedbrydningen og dermed næringsstoffrigivelsen. Sedimentvolumenet som resuspenderes eller spildes ved en menneskeskabt aktivitet er naturligvis en vigtig parameter for potentiel påvirkning af iltkoncentrationer især i bundvandet. Der er imidlertid ingen publicerede robuste data på variationen i iltkoncentrationen i forhold til spild-volumenet. Teoretisk må variationen være baseret på mængden af organisk materiale i sedimentet, labiliteten af dette (mineraliserbarheden af materialet), samt temperaturen. Sådanne labile sedimenter kan indeholde højere koncentrationer af reducerede metabolitter og reducerede svovlforbindelser, hvorved der i sedimentet er opbygget en kemisk iltgæld. Dette kan medføre, at iltgælden realiseres momentant, når de reducerede forbindelser bringes i suspension, hvilket giver et kraftigt forøget iltforbrug og dermed potentiel store ændringer i iltkoncentration. Der er nærmest ingen litteraturdata på denne problemstilling. Der er en enkelt upubliceret måling fra Københavns Universitet, Ferskvandslaboratoriet (Kamp-Nielsen & Flindt). Det var en østersskalopgravning i Roskilde Fjord, sommeren 1992, hvor spildet fra fartøjet var stort og hvor nærfeltet lugtede af sulfid. Det blev derfor prioriteret at måle effekten af denne relativt lille aktivitet (figur 4.3),



Figur 4.3. Viser målinger af spild-koncentrationer (tørvægt af suspenderet partikulært materiale (SPM) med afstand til graveaktiviteten (50m-500m), hvor der samtidig blev målt iltkoncentrationer i vandet (upublicerede data; Kamp-Nielsen & Flindt, 1992).

Spredningen af opslemmet spild blev kvantificeret ved optagning af vandprøver, filtrering, tørring og afvejning, mens iltmålingerne blev foretaget på stedet med Clark-elektrode. Som det

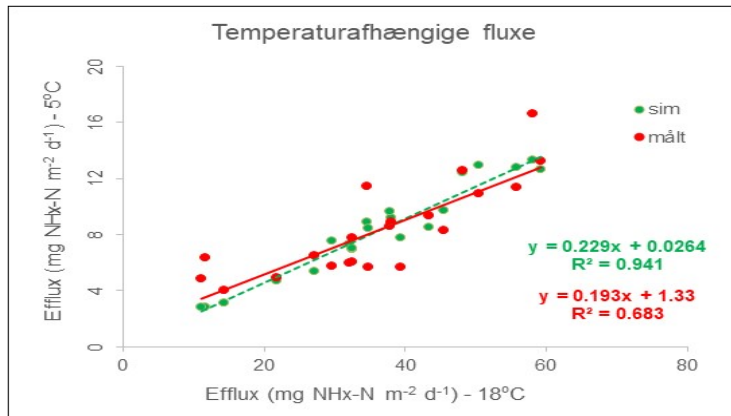
ses, påvirker skalopgravningen iltkoncentrationerne i nærfeltet, hvor iltkoncentrationen er 0.0 mg O₂ l⁻¹ i vandsøjlen 50 meter fra aktiviteten og kritisk lav på 100 m afstand, hvorefter dispersionen og atmosfærisk genluftning normaliserede iltf forholdene. Både syd og nord for skalgravningen var SPM-koncentrationen på 6 mg SPM l⁻¹, mens den på 500 meters afstand endnu var på 21 mg SPM l⁻¹. Resultatet er blot en indikation på effekten af opgravninger. Emnet må karakteriseres som et videnshul, da der mangler tilstrækkeligt publicerede data.

4.3 Temperaturen effekt på iltf forbrug og nærings saltsfrigivelse under forstyrrelser

Alle biologiske processer er mere eller mindre temperaturfølsomme (Jørgensen 1994) og derfor har temperaturen betydning for den potentielle frigivelse af næringsstoffer, idet organisk bundne næringsstoffer frigives som uorganisk kvælstof (DIN) og uorganisk fosfor (DIP) som følge af mikrobiel omsætning. Ved høje temperaturer vil DIN og DIP frigivelsen fra suspenderet sediment, således forgå hurtigere end ved lavere vandtemperaturer. Der er meget litteratur, der dokumenter fytoplankton, makroalger, ålegræs, fisk, krebsdyrs, snegles og bakteriers temperaturafhængighed. De mest temperaturfølsomme organismer er de heterotrofe bakterier, som har en temperaturafhængighedskoefficient på 1.1 - 1.4 (Arrhenius). Mineraliserings hastigheden og iltf forbrug kan derfor beregnes for konkrete temperaturer når temperaturafhængighedskoefficienten kendes:

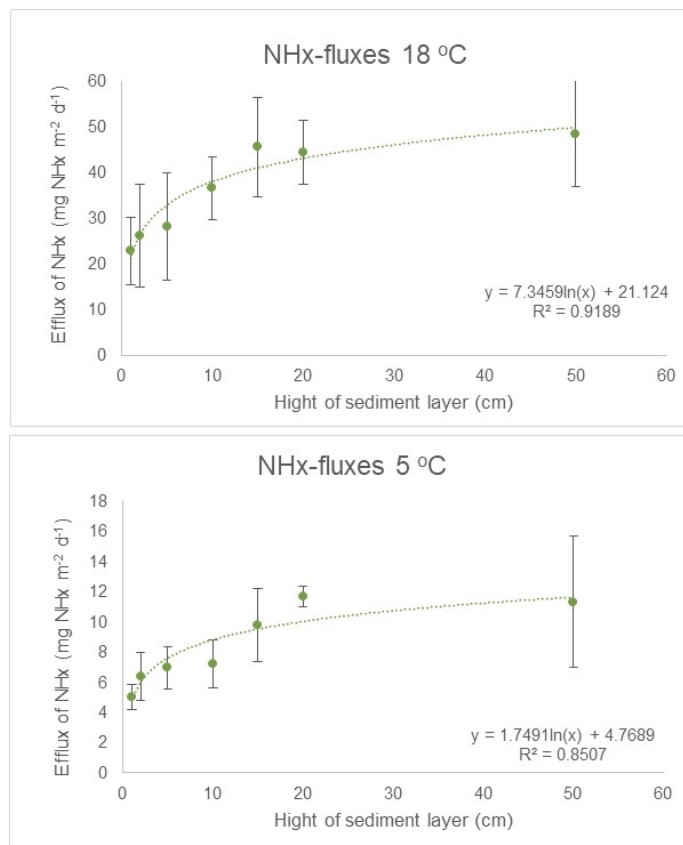
$$\text{Iltforbrug}_x = \text{iltforbrug}_y * K^{(x-y)}$$

Hvor iltf forbruget ved temperaturen x, kan beregnes, når iltf forbruget kendes ved temperaturen y og temperaturkoefficienten er fastlagt. Temperaturen er derfor også bestemmende for effekterne af fysiske forstyrrelser. Ofte vil det være heterotrofe bakterier som, medierer påvirkningen, idet bakterier f.eks. står for hovedparten af omsætningen af det organiske materiale i sedimenterne og dermed frigivelsen af uorganiske næringsstoffer. Ved højere temperaturer kan bakterier omsætte organisk materiale hurtigere, hvilket vil resultere i en øget frigivelse af uorganiske næringsstoffer. I nedenstående figur 4.4 er ammonium-effluxen på sammenlignelige sedimenter fra Odense Fjord målt ved henholdsvis 5°C og ved 18°C. Sedimentkernerne blev taget hjem i laboratoriet, hvor effluxen af ammonium blev målt over tid i fluxkamre med omrøring, for at synliggøre den interne belastnings afhængighed af temperaturen. Som det ses, er der en klar tendens, idet ammonium fluxene er ca. 4 x højere ved 18°C end ved 5°C. Resultaterne viser, at der er en signifikant sammenhæng mellem målte og modellerede NH_x-fluxe, idet det er temperaturen, der styrer NH_x-fluxen, hvilket indikerer, at temperaturafhængigheden er stærk. Dette har naturligvis betydning for, hvornår det kan anbefales at gennemføre fysiske forstyrrelser. Disse bør primært gennemføres i den kolde del af året – udenfor vækstsæsonen, hvorved naturen påvirkes så lidt som muligt.



Figur 4.4. Figuren viser de realiserede ammonium-fluxe fra forsøg på sedimentkerner fra Odense Fjord, som er målt ved henholdsvis 5 °C og 18 °C, som simulerer sommer- og vinterfluxene. De røde punkter er målingerne, mens de grønne er modelleret på baggrund af det reducerede Arrhenius udtryk (upublicerede data, Flindt & Canal-Verges).

I ovenstående studie blev sedimentkerner splittet op i lagtykkelserne: 0-1 cm, 0-2 cm, 0-5 cm, 0-10 cm, 0-15 cm, 0-20 cm og 0-50 cm. Formålet var at undersøge kombinationen af temperaturen og sedimentkernes tykkelse på den realiserede ammonium efflux. Resultaterne viste samme tendenser mht. temperaturens effekt på ammonium-effluxen, som var en faktor 4-5 reduceret ved 5 °C i forhold til 18 °C.



Figur 4.5. Figuren viser NH₄-effluxens afhængighed af sedimentkerners højde (x-akse på begge grafer) og temperatur, som i den øverste graf er 18 °C og nederst er 5 °C (upublicerede data, Flindt & Canal-Verges).

De målte fluxe i tabel 4.2 er brugt til at synliggøre konsekvenserne af at sprede klapmaterialet over større områder (0-1 cm sedimentkerner) i stedet for at sikre at klapmaterialet forbliver samlet på klapplassen (0-50 cm sedimentkerner). Dette afspejler konsekvenserne af, at nogle klapplasser ligger i gennemstrømningsområder, hvor det finkornede materiale vil blive tabt til større områder i nærfeltet. Den vigtigste læring var imidlertid, at det frigivne ammonium mængdemæssigt var forholdsmæssigt meget højere i forsøgene med de kortere kerner (0-1 cm og 0-2 cm), når der blev korrigeret for sedimentvolumen. Tabel 4.2 illustrerer NH_x-frigivelseskonsekvenserne ekstrapoleret til en klappningssituation, hvor der bliver klappet 200.000 m³, for klapplasser der er 1) suboptimale til at holde på klapmaterialet (0-1 cm sediment-lagtykkelse), men taber det meste materiale ud over større områder, eller alternativt 2) klapplasser som kan holde på klapmaterialet (0-50 cm sediment-lagtykkelse).

Tabel 4.2. Areal-specifikke ammonium-fluxe for hvert sedimentlag, som funktion af sedimenthøjden, standardafvigelser, klappning, areal og potentiel frigivelse afhængigt af sedimentspredningen.

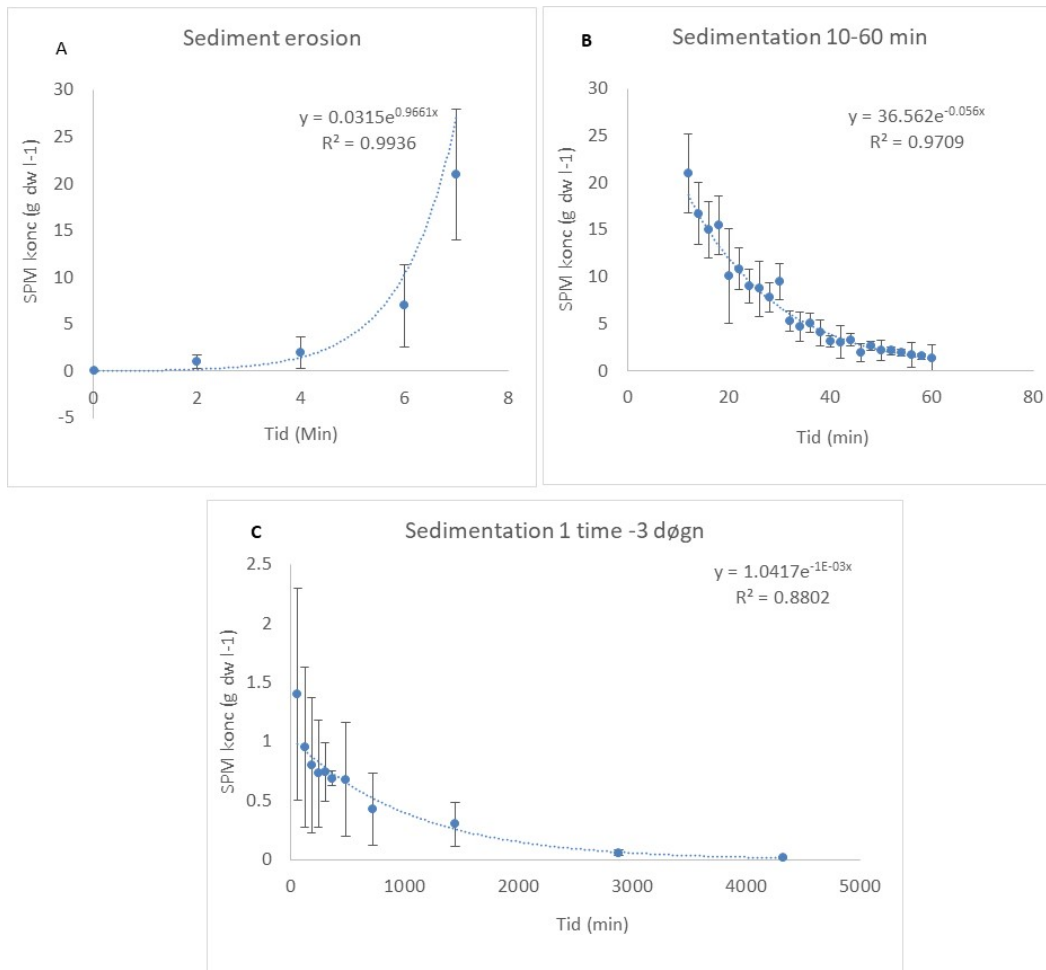
Sedimentkerne højde i cm	Gns. NH _x -N flux mg NH _x -N m ⁻² d ⁻¹	Stdv n=3	Flux mg NH _x -N m ⁻² d ⁻¹ cm ⁻¹	Klappning m ³	Areal m ²	Pot. frigivelse kg NH _x
50	48.54	11.73	0.97	200000	400000	19.4
20	44.37	7.00	2.22	200000	1000000	44.4
15	45.64	10.89	3.04	200000	1333333	60.9
10	36.60	6.89	3.66	200000	2000000	73.2
5	28.15	11.68	5.63	200000	4000000	112.6
2	26.17	11.23	13.09	200000	10000000	261.7
1	22.86	7.41	22.86	200000	20000000	457.3

Holdes klapmaterialet samlet i et lag på 50 cm (0.4 km²) vil den potentielle frigivelse fra det klappede sediment blive 19.4 kg NH_x-N d⁻¹, mens en lagtykkelse af klapmaterialet på 1 cm spredt over store områder (20 km²) vil resultere i en frigivelse på 457 kg NH_x-N d⁻¹. Dette er blot en indikation af konsekvenserne af, at klapmaterialet ikke holdes samlet og eksemplet viser ikke noget om den samlede (klappet materiale + oprindelig havbund) areal-specifikke flux. Der findes ikke tilstrækkeligt data for denne problemstilling, som både gælder opgravninger af sejlrender, kabelføringer og klappninger. Eksemplet viser blot potentialet, da det organiske sedimentmateriale vil have forskellig labilitet. F.eks. vil en stor pulje af højlabilt organisk materiale resultere i en højere intern belastning i forhold til mere refraktært organisk materiale. Hvis det klappede materiale spredes over et større areal, vil den samlede iltede overflade øges og resultere i en større efterfølgende N-frigivelse fra det klappede sediment. Der er overhovedet ingen data på fosfordynamikken under fysiske forstyrrelser, som afhængigt af adsorptionsdynamik og -kapaciteten i det spildte/klappede materiale vil variere endnu mere end kvælstofdynamikken. Her er der behov for yderligere studier.

4.4 Spredning af spildt opgravet materiale

Der er meget lidt litteratur på konsekvenserne af spildt materiale i nærfeltet og over større afstande. Der er kun få studier, der har forsøgt at følge hændelser i feltet, mens de foregår (f.eks. Pastor et al., 2020), da det kræver et stort måle-setup af turbiditetsloggere både i udbredelse og i dybden, for at sikre, at spild-fanen kan måles og kvantificeres. Forsøget med sediment fra Odense Fjords sejlrende er derfor foretaget i strømrender i laboratoriet, hvor sedimentmaterialet tilbageholdes. Her skabes en initial erosion ved at strømhastigheden stiger med ønskede tidskridt fra 0.0 cm s⁻¹ til 100 cm s⁻¹ (Figur 4.6 A). Startkoncentrationer i strømrenden (baseline) var 0.01 g SPM l⁻¹. Når koncentrationen af suspendede partikler efter

10 min er nået 22-25 g SPM l⁻¹, reduceres strømhastigheden til 2 cm s⁻¹, og sedimentationsprocessen starter. I løbet af den første time er 95% af materialet sedimenteret (Figur 4.6 B). Denne fraktion udgøres af det grovere sediment som, grus, skaller, groft organisk materiale, fint og groft sand. Resten af sedimentationsstudiet (Figur 4.6 C) viser sedimentationsforløbet for partikler <63 µm, som består af organiske fine partikler, silt og ler. Denne sedimentation blev fulgt med turbiditetsloggere i 3 døgn, hvor baseline endnu ikke var nået ved studiets afslutning. Resultaterne af forsøget er vist i figur 4.6.



Figur 4.6. Figuren viser erosions- og sedimentationsforsøg gennemført i strømrønde med sediment fra Odense Fjords sejlrende. A) viser erosionsprocessen, B) den tidlige del af sedimentationen, mens C) viser den afsluttende lange sedimentation af fint materiale som varede i 3 døgn.

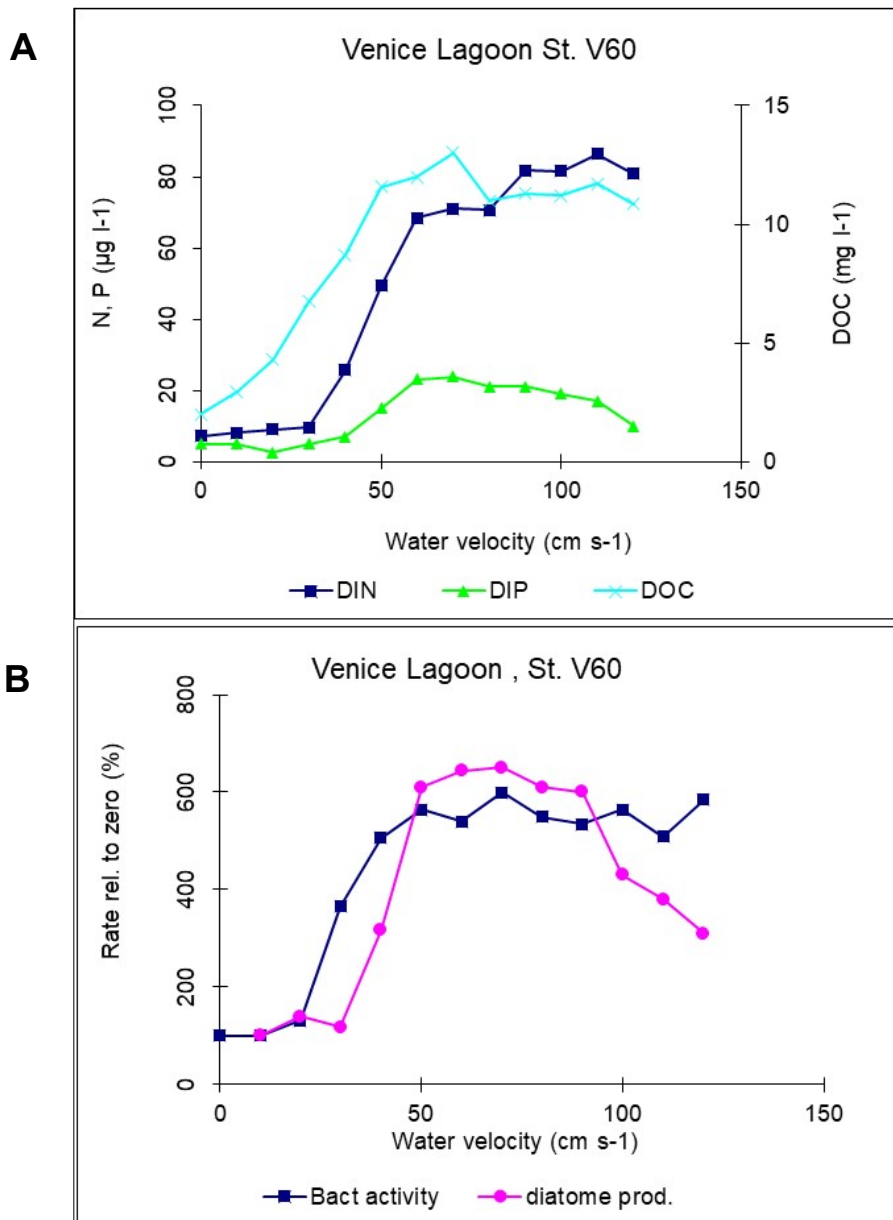
I denne type forsøg vil resultaterne være forskellige afhængigt af sedimentets kornstørrelsesfordeling og sedimentets massefylde, som er styret af vandindholdet og fordelingen mellem indholdet af uorganiske og organiske partikler. Der er derfor behov for mere viden om disse processer, da det har store konsekvenser for omfanget og styrken af spredning af sedimenter fra fysiske forstyrrelser

Suboptimale klappladser, hvor klapmaterialet spredes i tyndt lag over et større område, vil således resultere i en større næringssaltsfrigivelse til vandmasserne, idet et tyndt meget spredt organisk lag vil resultere i at meget mere af klapmaterialet vil have adgang til velilteede forhold,

som understøtter en hurtigere mineralisering af det organiske materiale. Holdes klapmaterialet samlet vil nedbrydningen af det organiske indhold i klapmaterialet reduceres, og den "interne belastning", målt som arealspecifik flux, bliver mindre. Endvidere vil påvirkning på den filtrerende bundfauna og bundvegetation mht. ler- og siltbelastning også reduceres. Sedimentspredningen er afhængig af kornstørrelserne og det organiske indhold (Fig 4.6) og med opholdstider i vandmasserne på mange dage er spredningspotentialet stort. Umiddelbart kan sedimentationen i figur 4.6 synes stor, idet 95% af sedimentet er sedimenteret efter 1 time, men bemærk at koncentrationen her stadig er langt højere (1 g SPM l⁻¹) end normalværdier i vandområderne (0.005-0.015 1 g SPM l⁻¹). Det er derfor miljømæssigt vigtigt, at menneskeskabte sedimentforstyrrelser primært foregår udenfor vækstsæsonen.

4.5 Effekter af fysisk forstyrrelse på mikrobiel aktivitet og kiselalgeproduktion

I EU-forskningsprojektet "FECTS" blev erosions-studier (forstyrrelser) gennemført både om vinteren og om sommeren (Amos et al. 2004) med fokus på sæsoneffekter på biogeokemi og sedimentprocesser, som blev koblet til bakteriel aktivitet og produktionsforhold hos bentiske kiselalger. Figur 4.7 viser en af 32 stationer, som blev analyseret på tilsvarende måde (Amos et al. 2004, Bergamasco et al, 2003). Station 60 repræsenterer subtidale områder i den sydlige del af lagunen. På alle lokaliteter blev der benyttet en felt-strømmende (flume) til at undersøge den umiddelbare effekt af sedimentforstyrrelser, målt som fluxe af næringssalte koblet til produktionshastigheden for bentisk kiselalger og bakterier.



Figur 4.7. A) viser sammenhængen mellem erosionen (20 cm s⁻¹) og frigørelsen af næringsalte og DOC (middelværdier, n=5); **B)** viser udviklingen i bakteriel respiration og kiselalgeproduktion, som en afledt funktion af de ændrede forhold skabt af erosionsforstyrrelsen (Upublicerede data, Flindt, Bergamasco & Amos, sommer 1998).

Figur 4.7 viser, at der er en sammenhæng mellem forstyrrelsen, målt som stigende bundnær vandhastighed, stigende koncentrationer af opløst organisk kulstof (DOC) og næringsalte i vandsøjlen. Den bakterielle aktivitet stiger som funktion af tilgængeligheden i labilt DOC, mens kisel-algeproduktionen stiger som funktion af stigende tilgængelighed af næringsalte. Erosionen når lysbegrænsende SPM-koncentrationer (> 400 mg SPM l⁻¹) ved en bundnær-strømhastighed på 100 cm s⁻¹. Bakterier og kiselalger øger henholdsvis respirationen og produktionen med en faktor 6 i forhold til baselinen – de uforstyrrede bundforhold (vandhastighed = 0 cm s⁻¹).

5. Videnshuller ift. vurdering af næringsstoffrigivelse fra fysisk forstyrrelse

Sammenhængen mellem menneskabt fysisk forstyrrelse af havbunden og en eventuel næringsstoffrigivelse er ikke vel undersøgt, hverken i Danmark eller internationalt. Nærværende studie har identificeret en række aktiviteter, som inducerer fysisk forstyrrelse af havbunden og hvor der er dokumenteret en øget næringsstoffrigivelse til vandfasen (se kap 1 samt litteraturliste i Bilag A). Studierne er dog så få, at det ikke er muligt at sige noget generelt om, hvilke forhold ved aktiviteten, der har betydning for næringsstoffrigivelsen. Der er således en mangel på viden om, hvordan de forskellige typer af aktiviteter kan påvirke en evt. næringsstoffrigivelse samt identifikation af de væsentligste karakteristika ved aktiviteten, som har betydning for en mulig næringsstoffrigivelse. Baseret på den tilgængelige litteratur er det således vores vurdering at:

- Der mangler generel viden om og identifikation af de væsentligste forhold ved aktiviteter, som har betydning for næringsstoffrigivelsen. Dette kunne f.eks. være mængden af (re)suspenderet sediment, om sedimentet spredes over stort eller mindre areal, hvor meget af vandsøjlen, der kommer i kontakt med det (re)suspenderede sediment, om det er top (aerobt) eller dybereliggende (anaerobt) sediment der suspenderes og om aktiviteten forløber over kort eller længere tid.

Nærværende studie indikerer også, at der er en lang række forhold ved sedimentet og miljøet, som har betydning for mængden af næringsstoffer, der frigives fra suspenderet sediment (se kap 4), men som ikke kendes i detaljer. Baseret på den tilgængelige litteratur og data er det således vores vurdering at:

- Der mangler generel viden om og identifikation af forhold ved de påvirkede sedimenter og miljøet som har væsentlig betydning for næringsstoffrigivelsen. Dette inkluderer bl.a. betydningen af sedimentets størrelsesfordeling, det organiske indhold og labiliteten, sedimentets porevandskoncentrationer af næringssalte og DOC, spredningen af forskellige typer af sediment pga. strøm, samt vandets temperatur- og iltforhold.

Det er således vanskeligt at vurdere en potentiel øget næringsstoffrigivelse som følge af antropogen fysisk forstyrrelse af havbunden fordi næringsstoffrigivelsen både afhænger af typen og omfanget af den konkrete aktivitet samt lokalspecifikke miljøforhold og sedimentforhold. Det er således ikke muligt at lave en generisk vurdering, og der vil altid være behov for empirisk viden om konkrete og lokalspecifikke forhold. For at forbedre og ensarte vurderingen af en mulig næringsstoffrigivelse fra en konkret aktivitet på en given lokalitet foreslås derfor

- Udvikling af standardiseret metode til estimering af næringsstoffrigivelsesrater ved fysiske forstyrrelser af sediment ("rystemetoder"). Der findes i dag ingen standardiseret metode til beregning af næringsstoffrigivelse fra suspenderet sediment og en sådan metode vil kunne forbedre og ensarte vurderingen af en mulig næringsstoffrigivelse fra aktiviteter, som inducerer suspenderet sediment. Metoden bør simulere specifikke

antropogene aktiviteter, som medfører resuspension og inkorporere de væsentligste forhold (tid, ilt, temperatur, partikelstørrelsesfordeling osv.), som påvirker næringsstoffrigivelsen.

Selvom der etableres en viden om næringsstoffrigivelsen fra en specifik aktivitet, er der ikke etableret en metode som muliggør vurdering af næringsstoffrigivelsen fra den antropogene aktivitet i forhold til den naturlige næringsstoffrigivelse fra sedimenter, herunder om og i hvilket omfang en given antropogen aktivitet medfører en netto merudledning f.eks. til et vandområde og den aktuelle miljøeffekt. For at forbedre og ensarte vurderingen af en mulig næringsstoffrigivelse fra en konkret aktivitet på en given lokalitet ift. til den naturlige næringsstoffrigivelse foreslås derfor

- Udvikling af metoder og modeller som muliggør vurdering af en antropogen induceret næringsstoffrigivelse ift. næringsstoffrigivelsen i en situation uden den antropogene aktivitet, herunder metode til vurdering af om der sker en evt. merudledning af næringsstoffer fra sediment til vandsøjlen, som følge af aktiviteten. Metoden bør inkludere viden om og håndtering af langtidseffekter som f.eks. gentagen resuspension, transport og mulig begravelse også set i sammenhæng med den naturlige resuspension, transport og begravelse samt den naturlige næringsstoffrigivelse (intern belastning) fra sediment i området.

6. Opsummering

Sammenhængen mellem antropogen fysisk forstyrrelse af havbunden og en eventuel næringsstoffrigivelse er ikke velundersøgt. I den internationale (peer review) litteratur har vi identificeret under 60 relevante studier, der kan bidrage til at belyse en evt. sammenhæng mellem antropogen fysisk forstyrrelse og næringsstoffrigivelse.

Hovedparten af de identificerede studier viser, at der kan observeres en øget næringsstoffrigivelse som følge af den antropogene fysiske forstyrrelse. Informationer fra litteraturen viser ligeledes, at næringsstoffrigivelsen afhænger både af typen af aktivitet, som potentielt kan forstyrre havbunden samt sediment- og miljøforhold, herunder partikelstørrelse, iltforhold og temperatur.

Den store variabilitet i potentiel næringsstoffrigivelse kombineret med overraskende få relevante studier, indikerer, at der er behov for yderligere viden for at skabe et mere robust grundlag til vurdering af mulige miljøeffekter forårsaget af antropogen fysisk forstyrrelse.

De væsentligste videnskuller inkluderer:

- Viden om forskellige aktiviteterets fysiske påvirkning af sedimenter, herunder identificering af væsentlige forhold (påvirket areal, sediment mængde, og påvirkningsdybde, samt varigheden af den fysiske forstyrrelse), som har betydning for næringsstoffrigivelse som følge af specifikke aktivitetstyper
- Viden om sammenhæng mellem sedimentforhold, miljøforhold og frigivelse af næringsstoffer fra suspenderet sediment
- Udvikling af standardiserede metoder til måling af næringsstoffrigivelse fra (suspenderede) sedimenter på relevant tidsskala
- Udvikling af metode til vurdering af næringsstoffrigivelse induceret af antropogen fysisk forstyrrelse i relation til den naturlige næringsstoffrigivelse fra sediment (den interne belastning) på relevante tidsskalaer.

7. Citeret litteratur

Amoroso RO, Pitcher CR, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Parma AM, Suuronen P, Eigaard OR, et al. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2018 Oct 23;115(43):E10275-E10282. doi: 10.1073/pnas.1802379115. Epub 2018 Oct 8. PMID: 30297399; PMCID: PMC6205437.

Amos, C., Cappucci, S., Bergamasco, A., Umgieser G., Bonardi, M., Cloutier, D., Flindt, M.R., De Nat, L. & Cristante, S. 2004. The stability of tidal flats in Venice Lagoon – the results of in situ measurements using two benthic annular flumes. *Journal of Marine Systems*, Volume 51, Issues 1-4, November 2004, Pages 211-241

Bergamasco, A., De Nat, L., Flindt, M.R. & Amos, C.L. 2003. Feedback effects between biotic factors and physical processes in estuarine environments: from science to management. *Continental Shelf Research* 23: 1715–1741.

Bolam, S. G., Garcia, C., Eggleton, J., Kenny, A. J., Buhl-Mortensen, L., Gonzalez-Mirelis, G., Kooten, T. V., Dinesen, G. E., Hansen, J. L. S. et al . (2017). Differences in biological traits composition of benthic assemblages between unimpacted habitats. *Marine Environmental Research*, 126, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.01.004>

Bradshaw C, Jakobsson M, Brüchert V, Bonaglia S, Mörth C-M, Muchowski J, Stranne C and Sköld M (2021) Physical Disturbance by Bottom Trawling Suspends Particulate Matter and Alters Biogeochemical Processes on and Near the Seafloor. *Front. Mar. Sci.* 8:683331. doi: 10.3389/fmars.2021.683331

Breimann, S. A., O'Neill, F. G., Summerbell, K., & Mayor, D. J. (2022). Quantifying the resuspension of nutrients and sediment by demersal trawling. *Continental Shelf Research*, 233, 10462

Canfield, D.E., Thamdrup, B., and Kristensen, E. *Aquatic Geomicrobiology*. Amsterdam: Elsevier Academic Press. (2005).

Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 210, 223–253. <https://doi.org/10.3354/meps210223>

Cornwell, J. C., & Owens, M. S. (2011). Quantifying sediment nitrogen releases associated with estuarine dredging. *Aquatic geochemistry*, 17, 499-517.

COWI 2021 Miljøvurdering af ny klappads ved Hjelm Dyb, Aarhus ReWater (yderhavn.dk)

DeLaune, R. D., & Smith, C. J. (1985). Release of nutrients and metals following oxidation of freshwater and saline sediment (Vol. 14, No. 2, pp. 164-168). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
DHI 2020 Klappning i Køge Bugt (naturvardsverket.se)

- Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G. E., Hintzen, N. T., Lafargue, P., Mortensen, L. O., Nielsen, J. R. et al. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science* 73, i27-i43, doi:10.1093/icesjms/fsv099 (2016).
- Erftemeijer, P. L. A., Riegl, B., Hoeksema, B. W., & Todd, P. A. (2012). Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. *MARINE POLLUTION BULLETIN*, 64(9), 1737–1765. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.008>
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5, 69-80.
- Ferguson, A. J. P., Oakes, J. & Eyre, B. D. Bottom trawling reduces benthic denitrification and has the potential to influence the global nitrogen cycle. *Limnology and Oceanography Letters* 5, 237-245, doi:10.1002/lol2.10150 (2020).
- Flindt, MR, Kuusemae K, Lange, T, Nele S. Wendländer, Nicolaj Aaskoven, Sonja Winter, Ana I. Sousa, Erik K. Rasmussen, Paula Canal-Verges, Rod M. Connolly & Erik Kristensen. 2022. Sand-capping of muddy sediment improves benthic light conditions and sediment anchoring capacity to support recovery of eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Sea Research*. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102177>.
- Gislason, H., Eigaard, O. R., Dinesen, G. E., Larsen, F., Glemarec, G., Egekvist, J., Rindorf, A., Vinther, M., Storr-Paulsen et al (2021). Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 392-2021
- Graca, B., Burska, D., & Matuszewska, K. (2004). The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water, air, and soil pollution*, 158, 237-259.
- Holmer, M., Ahrensberg, N., & Jørgensen, N. P. (2003). Impacts of mussel dredging on sediment phosphorus dynamics in a eutrophic Danish fjord. *Chemistry and Ecology*, 19(5), 343-361.
- Jacobs, W., Hir, P.L., Kresteren W.V. & Camm P. 2011. Erosion threshold of sand-mud mixtures. *Continental Shelf Research*. 31. P 14-25.
- Jones, R. A., & Lee, G. F. (1981). The significance of dredging and dredged material disposal as a source of nitrogen and phosphorus for estuarine waters. *Estuaries and nutrients*, 517-530.
- Jørgensen, S.E. 1994. Fundamentals of ecological modelling. *Development in Environmental Modelling*. Elsevier. 628 p. ISBN-0-444-81572-4
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., Queiros, A. M., Duplisea, D., & Piet, G. J. (2006). Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES*, 63(4), 721–736. <https://doi.org/10.1139/F05-266>

- Kamp-Nielsen. 1992. Benthic-pelagic coupling of nutrient metabolism along a estuarine eutrophication. *Developments in Hydrobiology*. vols 235/236, P. 457-470.
- Krause-Jensen, D., Duarte, C. M., Sand-Jensen, K. & Carstensen, J. Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Glob Chang Biol* 27, 563-575, doi:10.1111/gcb.15440 (2021).
- Lohrer, A. M., & Wetz, J. J. (2003). Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin*, 46(9), 1156-1163.
- Lundkvist, M., Grue, M., Friend, P. & Flindt, M.R. 2007. The relative contributions of physical and microbiological factors to cohesive sediment stability. *Continental Shelf Research* 27: 1143-1152.
- Lønborg, C. Søndergaard, M. 2009. Microbial availability and degradation of dissolved organic carbon and nitrogen in two coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 513-52
- Lønborg, C., Carreira, C., Jickells, T., Alvarez-Salgado, X.A., 2020. Impacts of global change on ocean dissolved organic carbon (DOC) cycling. *Front. Mar. Sci.* 7, 466.
- Mielck, F., Michaelis, R., Hass, H. C., Hertel, S., Ganal, C., & Armonies, W. (2021). Persistent effects of sand extraction on habitats and associated benthic communities in the German Bight. *Biogeosciences*, 18(12), 3565-3577.
- Moher D, Liberati A, Tetzlaff, J, Altman DG, The PRISMA Group (2010) Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement. *International Journal of Surgery*. 8: 336-341
- Morys, C., Brüchert, V., & Bradshaw, C. (2021). Impacts of bottom trawling on benthic biogeochemistry in muddy sediments: Removal of surface sediment using an experimental field study. *Marine Environmental Research*, 169, 105384.
- Mulholland, M. R. Lomas, M.W. 2008. Nitrogen Uptake and Assimilation. Pages 303-384 in D. G. Capone, D. Bronk, M. R. Mullholland, and E. J. Carpenter, editors. *Nitrogen in the Marine Environment*. Academic Press
- Nayar, S., Miller, D. J., Hunt, A., Goh, B. P. L., & Chou, L. M. (2007). Environmental effects of dredging on sediment nutrients, carbon and granulometry in a tropical estuary. *Environmental monitoring and assessment*, 127, 1-13.
- Neckles, H. A., Short, F. T., Barker, S., & Kopp, B. S. (2005). Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 285, 57–73. <https://doi.org/10.3354/meps285057>

Neumeier, U., Friend, P.L., Gangelhof, U., Lunding, J., Lundkvist, M., Bergamasco, A., Amos, C.L. & Flindt, M.R. 2007. The influence of fish feed pellets on the stability of seabed sediment, a laboratory flume investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. P. 75: 347-357.

O'Neill, F. G., Summerbell, K., & Ivanović, A. (2018). The contact drag of towed demersal fishing gear components. *Journal of Marine Systems*, 177, 39-52.

Olgard, F., Schaanning, M. T., Widdicombe, S., Kendall, M. A., & Austen, M. C. (2008). Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 123-133.

Paterson, D.M., 1989. Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epipelagic diatoms. *Limnology and Oceanography* 34, 223–234.

Pastor A, Larsen J, Mohn C, Saurel C, Petersen JK, Maar M (2020) Sediment Transport Model Quantifies Plume Length and Light Conditions From Mussel Dredging. *Frontiers in Marine Science*. Vol 7/576530. DOI 10.3389/fmars.2020.576530

Quaresma V.D.S., Amos C.L. & Flindt M. 2004. Influences of biological activity and consolidation time on laboratory cohesive beds. *Journal of Sedimentary Research* 74, 184-190.

Rijnsdorp, A. D., Bastardie, F., Bolam, S. G., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O. R., Hamon, K. G., Hiddink, J. G., Hintzen, N. T., Ivanovic, A., Kenny, A., Laffargue, P., Nielsen, J. R., O'Neill, F. G., Piet, G. J., Polet, H., Sala, A., Smith, C., van derendren, P. D., van Kooten, T., & Zengin, M. (2016). Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES JOURNAL OF MARINE SCIENCE*, 73(1), 127–138. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv207>

Rijnsdorp, A. D. et al. Estimating sensitivity of seabed habitats to disturbance by bottom trawling based on the longevity of benthic fauna. *Ecological Applications* 28, 1302-1312, doi:<https://doi.org/10.1002/eap.1731> (2018).

Riemann, B. and Hoffmann, E. (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 69, 171–178.

Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *ENVIRONMENTAL CONSERVATION*, 23(1), 17–27. <https://doi.org/10.1017/S0376892900038212>

Skov, C., Berg, S., Eigaard, O. R., Jessen, T. K. & Skov, P. V. Danish Fisheries and Aquaculture: Past, Present, and Future. *Fisheries* 45, 33-41, doi:10.1002/fsh.10330 (2019).

Tiano, J. C., Witbaard, R., Bergman, M. J., van Rijswijk, P., Tramper, A., van Oevelen, D., & Soetaert, K. (2019). Acute impacts of bottom trawl gears on benthic metabolism and nutrient cycling. *ICES Journal of Marine Science*, 76(6), 1917-1930.

- Tramontano, J. M., & Bohlen, W. F. (1984). The nutrient and trace metal geochemistry of a dredge plume. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18(4), 385-401.
- Trimmer, M. et al. Impact of long-term benthic trawl disturbance on sediment sorting and biogeochemistry in the southern North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 298, 79-94 (2005).
- van de Velde, S., Van Lancker, V., Hidalgo-Martinez, S., Berelson, W. M. & Meysman, F. J. R. Anthropogenic disturbance keeps the coastal seafloor biogeochemistry in a transient state. *Sci Rep* 8, 5582, doi:10.1038/s41598-018-23925-y (2018).
- Zehnder, A.J.B., and Stumm, W. Geochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitat, in *Biology of anaerobic microorganisms*, ed. A.J.B. Zehnder. (New York: John Wiley & Sons), 1–3. (1988).
- Zimmerman, L. E., Jutte, P. C., & Van Dolah, R. F. (2003). An environmental assessment of the Charleston Ocean Dredged Material Disposal Site and surrounding areas after partial completion of the Charleston Harbor Deepening Project. *Marine pollution bulletin*, 46(11), 1408-1419.

Appendix A. Relevant litteratur identificeret i systematisk review

Tabellen angiver de unikke fund identificeret i det systematiske litteratur review. For hvert studie er første forfatter samt titel og DOI/tidsskrift angivet sammen med søge-ID og hvilken aktivitet studiet har undersøgt. I tabellens sidste kolonne er det angivet om studiets abstract rapporterer om fund af effekt af aktiviteten på næringsstoffer.

Authors	Title	DOI/link	Appeared in following searches:	Relevant for	Significant results/ effects in article (yes/no/inconclusive)
Ali et al., 1999	Interrelations of river ship traffic with aquatic plants in the River Nile, Upper Egypt	10.1023/A:1003829516479		d Ship traffic	inconclusive
Allen and Clarke 2007	Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: A modelling study	DOI: 10.3354/meps336063		2 Bottom trawling	Yes
Almroth-Rossel et al. 2012	Effects of simulated natural and massive resuspension on benthic oxygen, nutrient and dissolved inorganic carbon fluxes in Loch Creran, Scotland	DOI: 10.1016/j.seares.2012.04.012		1, 4 Resuspension	Yes
Arconada et al., 2013	Minimizing environmental risks on constructing marine pipelines: Aguilas desalination plant	10.1080/19443994.2012.714862		c Construction	inconclusive
Bancon-Montogny et al. 2019	Seasonal changes of chemical contamination in coastal waters during sediment resuspension	DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.06.213		1, 2, 4 Resuspension	Yes

Beck et al., 2022	Initial estuarine response to inorganic nutrient inputs from a legacy mining facility adjacent to Tampa Bay, Florida	10.1016/j.marpolbul.2022.113598	b	Mining/extraction	yes
Bradshaw et al. 2021	Physical Disturbance by Bottom Trawling Suspends Particulate Matter and Alters Biogeochemical Processes on and Near the Seafloor	DOI: 10.3389/fmars.2021.683331	4	Bottom trawling	Yes
Breimann et al. 2022	Quantifying the resuspension of nutrients and sediment by demersal trawling	DOI: 10.1016/j.csr.2021.104628	4, 5, 6	Bottom trawling	Yes
Chen and Chen 2020	Changes in the heavy metals and petroleum hydrocarbon contents in seawater and surface sediment in the year following artificial reef construction in the Pearl River Estuary, China	DOI: 10.1007/s11356-019-07406-x	2	Construction	Yes
Chifflet et al. 2019	Dynamics of trace metals in a shallow coastal ecosystem: Insights from the Gulf of Gabès (Southern Mediterranean Sea)	DOI: 10.3934/environsci.2019.4.277	16	Discharge	Yes
Collins et al., 1994	COASTAL STRUCTURES, WASTE MATERIALS AND FISHERY ENHANCEMENT		a	Dumping Structures	yes
Cornwell et al., 2011	Quantifying Sediment Nitrogen Releases Associated with Estuarine Dredging	DOI: 17:499–517 DOI 10.1007/s10498-011-9139-y		Sand dredging	yes
de Groot 1979	An assessment of the potential environmental impact of large-scale sand-dredging for the building of artificial islands in the North Sea	DOI: 10.1016/0302-184X(79)90002-7	1, 18	Sand dredging	No

DeLaune et al., 1985	Release of nutrients and metals following oxidation of freshwater and saline sediment	American Society of Agronomy and Crop Science Vol. 14, No. 2, pp. 164-168		Sand dredging	yes
Dounas et al. 2007	Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity	DOI: 10.1016/j.csr.2007.05.006	4	Bottom trawling	No
Durrieu et al. 2005	Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean)	DOI: 10.1016/j.csr.2005.08.002	4	Bottom trawling	Yes
Ehrich et al. 2007	20 years of the German small-scale bottom trawl survey (GSBTS): A review	DOI: 10.1007/BF03043206	4	Bottom trawling	No
Epstein et al. 2022	The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments	DOI: 10.1111/gcb.16105	1, 2, 4, 5, 6, 15, 16	Bottom trawling	Yes
Essink, 1999	Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management	Journal of Coastal Conservation		Dumping	yes
Falcao et al. 2003	Short-term environmental impact of clam dredging in coastal waters (south of Portugal): Chemical disturbance and subsequent recovery of seabed	DOI: 10.1016/S0141-1136(03)00069-2	1, 2, 3	Mussel dredging	Yes
Frenzel et al., 2009a	Environmental impact assessment of sediment dumping in the southern Baltic Sea using meiofaunal indicators.			a Dumping	Yes (forhøjet nutrients i oscilerende halicline, men pga dumping?)

Fukue et al. 2012	Re-Suspension Technique for Improving Organic Rich Sediment-Water Quality in a Shallow Sea Area	DOI: 10.1080/1064119X.2011.614321	2, 3	Resuspension	Yes
Ferguson et al., 2020	Bottom trawling reduces benthic denitrification and has the potential to influence the global nitrogen cycle	doi:10.1002/lol.2.10150 (2020)		Bottom trawling	yes
FURUKAWA et al., 1994	NITROGEN POLLUTION OF LEACHATE AT A SEA-BASED SOLID-WASTE DISPOSAL SITE AND ITS NITRIFICATION TREATMENT BY IMMOBILIZED ACCLIMATED NITRIFYING SLUDGE			a Dumping	yes
Golubkov and Golubkov 2022	Impact of the Construction of New Port Facilities on Primary Production of Plankton in the Neva Estuary (Baltic Sea)	DOI: 10.3389/fmars.2022.851043	1, 2, 3	Construction	Yes
Graca et al. 2004	The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments	DOI: 10.1023/B:WATE.0000044853.63461.53		1 Sand dredging	No
Hasanudin et al. 2005	Dynamic changes in environment condition and microbial community structure in trench and flat seabed sediments of Tokyo Bay, Japan	DOI: 10.2166/wst.2005.0298	1, 2	Mussel dredging	Yes
Holmer et al., 2003	IMPACTS OF MUSSEL DREDGING ON SEDIMENT PHOSPHORUS DYNAMICS IN A EUTROPHIC DANISH FJORD	10.1080/02757540310001596708		Mussel dredging	yes
Irvine et al. 1997	Sediment resuspension and dissolved oxygen levels associated with ship traffic: Implications for habitat remediation	DOI: 10.2166/wqrj.1997.027	16	Ship traffic	No

Jones & Lee, 1981	The Significance of Dredging and Dredged Material Disposal as a Source of Nitrogen and Phosphorus for Estuarine Waters	Estuaries and Nutrients, Humana Press pp 517-530		Dumping	yes
Kotlinski and Stoyanova 1998	Physical, chemical, and geological changes of marine environment caused by the benthic impact experiment at the IOM BIE site	https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-0031621961&partnerID=40&md5=17a854af640bd16efa28ce6c6ea66c13	2, 3, 18	Mining	No
Lindholm et al. 2001	Effects of ship traffic on archipelago waters off the Långnäs harbour in Åland, SW Finland	DOI: 10.1023/A:1017518131889		2,d Ship traffic	yes
Longhini et al., 2022	Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach	10.1016/j.scitotenv.2021.149883		b Mining/extraction	inconclusive
Lohrer et al., 2003	Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek	Marine Pollution Bulletin 46 1156–1163		Sand dredging	yes

Lønborg & Søndergaard, 2009	Microbial availability and degradation of dissolved organic carbon and nitrogen in two coastal areas	Estuarine, Coastal and Shelf Science 81, 513-520.		Bottom trawling	yes
Mielck et al., 2021	Persistent effects of sand extraction on habitats and associated benthic communities in the German Bight.	Biogeosciences, 18(12), 3565-3577. (2021)		Sand dredging	yes
Morioka 1981	Application of ecological dynamics for eutrophication control in Kobe Harbour area	DOI: 10.1016/b978-1-4832-8438-5.50035-2	1	Mussel dredging	Yes
Morys et al. 2021	Impacts of bottom trawling on benthic biogeochemistry in muddy sediments: Removal of surface sediment using an experimental field study	DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105384	1, 2, 3, 4	Bottom trawling	Yes
Murugesan et al. 2019	Impact of bottom trawling on water and sediment characteristics of cuddalore and parangipettai coastal waters	https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85068647124&partnerID=40&md5=3b129ed5de4484d8d192db99c9f97036	4	Bottom trawling	Yes

Nayar et al., 2007	Environmental effects of dredging on sediment nutrients, carbon and granulometry in a tropical estuary	DOI 10.1007/s10661-006-9253-2		Sand dredging	yes
Olsgard et al. 2008	Effects of bottom trawling on ecosystem functioning	DOI: 10.1016/j.jembe.2008.07.036	4	Bottom trawling	Yes
Rasheed et al. 2001	Environmental studies on impacts of dredging	DOI: 10.1080/00207230108711363	1	Mussel dredging	Yes
Riemann B & Hofmann	ECOLOGICAL CONSEQUENCES OF DREDGING AND BOTTOM TRAWLING IN THE LIMFJORD, DENMARK	10.3354/meps069171		Mussel dredging	yes
Snigirova et al., 2021	Assessment of River-Sea Interaction in the Danube Nearshore Area (Ukraine) by Bioindicators and Statistical Mapping	10.3390/land10030310	a	Dumping, sand dredging	yes
Tan et al., 2015	Selection of the Dredged Material Disposal Sites in the Turkish Coastal Areas		a	Dumping	inconclusive
Tsukasaki et al., 2015	Phosphorus behavior in sediments during a sub-seabed CO2 controlled release experiment	10.1016/j.ijggc.2014.12.023	b	Dumping	No

Tiano et al. 2019	Acute impacts of bottom trawl gears on benthic metabolism and nutrient cycling	DOI: 10.1093/icesjms/fsz060	4	Bottom trawling	Yes
Tiano et al. 2021	Physical and electrical disturbance experiments uncover potential bottom fishing impacts on benthic ecosystem functioning	DOI: 10.1016/j.jembe.2021.151628	3	Bottom trawling	Yes
Tramontano et al., 1984	The nutrient and trace metal geochemistry of a dredge plume	Estuarine, Coastal and Shelf Science 18, 385-401		Sand dredging	yes
Trimmer et al., 2005	Impact of long-term benthic trawl disturbance on sediment sorting and biogeochemistry in the southern North Sea	Marine Ecology Progress Series 298, 79-94		Bottom trawling	yes
Valeur, Jensen and Pejrup 1995	Turbidity, particle fluxes and mineralization of carbon and nitrogen in a shallow coastal area	DOI: 10.1071/MF9950409	2, 3	Resuspension	Yes
Van Dalssen et al., 2001	Benthic community response to sand dredging and shoreface nourishment in Dutch coastal waters.	Senckenbergiana maritima, 31(2), 329-332.		Sand dredging	inconclusive
Van der Velde et al., 2018	Anthropogenic disturbance keeps the coastal seafloor biogeochemistry in a transient state	Sci Rep 8, 5582, doi:10.1038/s41598-018-23925-y		Bottom trawling	yes
Varkitzi et al., 2022	Dumping of Dredge Spoil in the Pelagic Habitat: Focus on Trophic Status, Phytoplankton Diversity Responses and Generation of Blooms	10.3390/w14152343	a	Dumping	yes
Wei et al., 2020	The influence of ship wave on turbulent structures and sediment exchange in large shallow Lake Taihu, China	10.1016/j.jhydrol.2020.124853	d	Ship traffic	inconclusive

Xu et al. 2021	Does sand mining affect the remobilization of copper and zinc in sediments? — A case study of the Jialing River (China)	DOI: 10.1016/j.envr es.2021.1114 16	16	Mining	Yes
Zimmerman et al., 2003	An environmental assessment of the Charleston Ocean Dredged Material Disposal Site and surrounding areas after partial completion of the Charleston Harbor Deepening Project	Marine Pollution Bulletin 46: 1408–1419		Dumping	yes