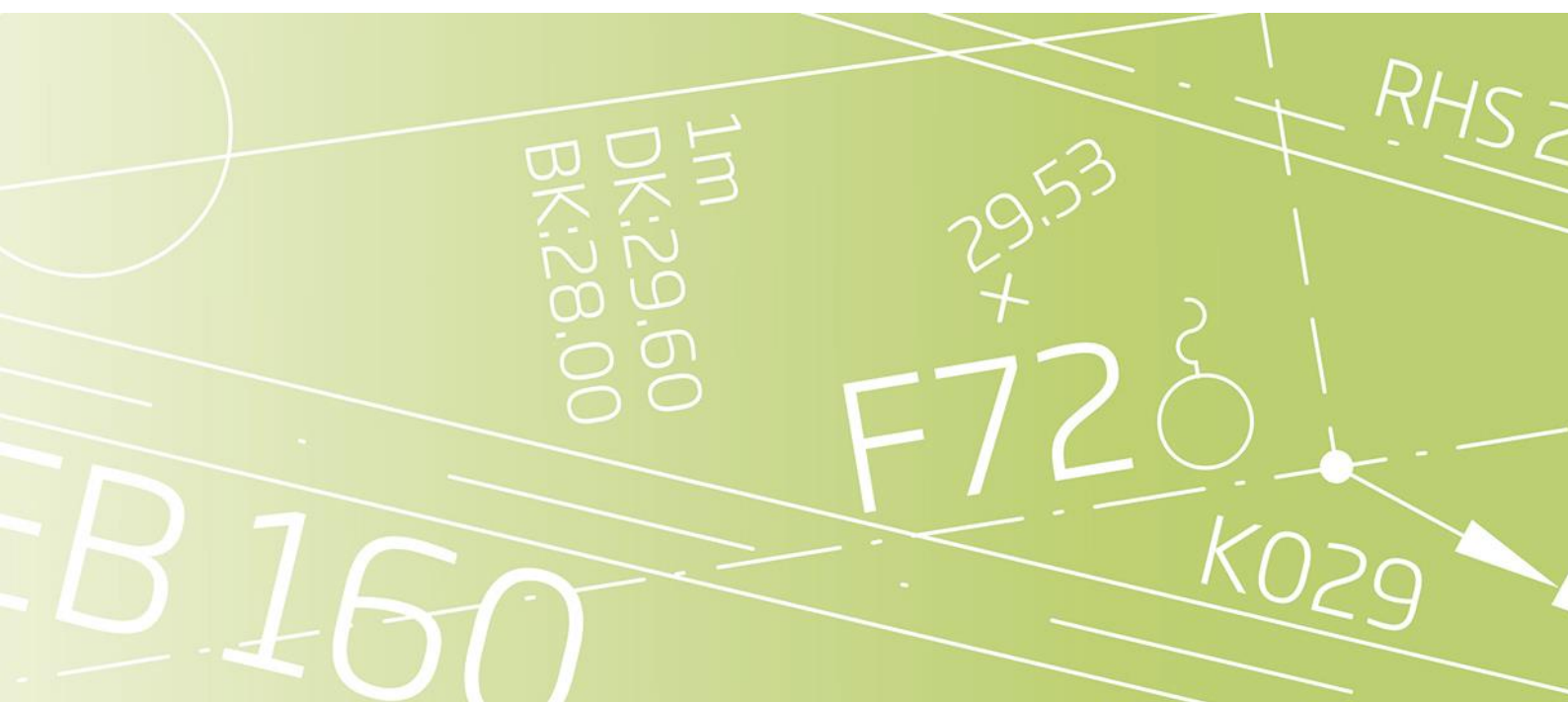


Vindeby Havmøllepark

Sedimentforurening efter nedtagning

Undersøgelsesrapport 2017



NOE

NATURFOCUS

Udarbejdet af: Hans Ohrt, Nemanja Milosevic
Kontrolleret af: Christian B. Hvidt (Naturfocus)
Godkendt af: Hans Ohrt
Dato: 26.01.2018
Version: 6
Projekt nr.: 1007088

Indholdsfortegnelse

1	Sammenfatning	4
2	Baggrund	6
2.1	Undersøgelserprogram.....	6
3	Resultater	8
3.1	Prøvetagning	8
3.2	Behandling af prøverne	9
3.3	Karakteristik af prøverne.....	10
3.4	Kemiske analyser	11
3.5	Databehandling og vurdering	12
3.5.1	Vurdering af baseline- og reference prøverne.....	13
3.5.2	Korrelation mellem koncentrationer af metaller	14
3.5.3	Sammenligning med grænse- og baggrundsværdier	15
3.5.4	Sammenligning af områder indenfor og udenfor mølleparken	16
3.5.5	Lighed mellem de enkelte prøver.....	18
4	Diskussion	20
4.1	Potentiel frigivelse af tungmetaller i driftsfasen	20
4.2	Potentiel frigivelse af tungmetaller i forbindelse med nedtagning	21
4.2.1	Fjernelse af fundamenter	21
4.2.2	Fjernelse af søkabler.....	24
5	Konklusion	25
6	Referencer.....	26

BILAG: ANALYSERAPPORT FRA ALD

1 Sammenfatning

Der er i efteråret 2017 gennemført en undersøgelse af sedimentets indhold af tungmetaller i og omkring den tidligere Vindeby Havmøllepark. Undersøgelsen omfattede 10 stationer, og blev planlagt ud fra en forventning om at drift og nedtagning af Vindeby Havmøllepark ikke har medført en målbar påvirkning af havbunden med miljøfremmede stoffer.

Prøvetagningen blev gennemført i oktober og november 2017 efter at nedtagningen af havmølleparken var gennemført. Prøvetagningen blev vanskeliggjort af meget uensartede sedimenter, hvor nogen stationer var karakteriseret af hårdt ler under et tyndt sanddække, mens andre var karakteriseret af grus og småsten. Det lykkedes at tage prøver af overfladesedimentet på alle 10 stationer, mens det kun på 3 stationer lykkedes at tage prøver fra sedimentlag dybere end 5 cm. Den geografiske variation i sedimentforholdene indenfor området var større end ventet.

Prøverne blev analyseret for tørstof, glødetab, samt tributyltin og tungmetallerne arsen, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, nikkel og zink. Forventningen var, at koncentrationen af disse stoffer ville vise en tilfældig variation som ikke kunne relateres til forekomst og nedtagning af mølleparken.

For 2 tungmetaller, kviksølv og tributyltin, blev der ikke fundet målbare koncentrationer i sedimentet, og dette bekræfter formodningen om, at drift og nedtagning af mølleparken ikke vil belaste miljøet med disse metaller. For de øvrige 7 tungmetaller (arsen, cadmium, krom, kobber, bly, nikkel og zink) har det mod forventning vist sig, at koncentrationerne i sedimentet omkring Vindeby Havmøllepark ikke udviser tilfældig variation. Undersøgelsen indikerer, at der er forhøjede koncentrationer af 7 tungmetaller i sedimentet indenfor mølleparken, såvel mellem møllerne som ved møllerne. Det samlede variationsmønster for de 7 tungmetaller samlet er signifikant. For de enkelte tungmetaller er nikkel signifikant forhøjet i sedimentet ved møllerne i forhold til referencen.

De forhøjede koncentrationer af tungmetaller tæt ved møllerne kan forklares ved spild af beton i forbindelse med fjernelse af fundamenter, hvor anvendelse af en betonfræser kan have medført et større spild end oprindeligt forventet. En måling af indholdet af tungmetaller i beton bekræfter, at betonspild kan have medført en påvirkning omkring fundamenterne, som kan forklare de målte forhøjelser nærmest de tidligere mølleplaceringer (28 m fra kanten af de tidligere fundamenter). For cadmium og kobber kan der dog være andre forklaringer, herunder naturlig variation (især cadmium) eller bidrag fra opskæring af søkabler (kobber). Sammenkoblet med den store variation i sedimentforholdene kan spildet endvidere forklare, at der lokalt i mølleparken mellem møllerne også er konstateret forhøjede koncentrationer af tungmetaller i overfladesedimentet.

Belastningen har medført en forøgelse af koncentrationen af tungmetaller i sedimentets overflade 28 m fra fundamentet (og lokalt i mølleparken) på 1,4 – 3,8 gange i forhold til referenceområdet udenfor mølleparken. Koncentrationsforøgelsen kan være væsentligt højere tættere på fundamentet. Der er endvidere stor variation mellem prøverne i samme afstand fra de tidligere fundamenter.

Undersøgelsen har et begrænset omfang, og har ikke været designet til at kortlægge udbredelsen af en lokal påvirkning omkring fundamenterne, og der er en betydelig usikkerhed i fastlæggelse af påvirkningens størrelse og udbredelse. Men det vurderes, at undersøgelsen med stor sikkerhed har påvist en forøgelse af sedimentets indhold af tungmetallerne arsen, bly, krom, nikkel og zink omkring fundamenterne og lokalt i mølleparken, som kan tilskrives fjernelse af fundamenter. Det kan endvidere ikke udelukkes at fjernelse af fundamenterne også har medført en påvirkning med cadmium og kobber. Optagningen af kabler kan desuden have medført en betydelig lokal belastning med kobber, men dette er primært baseret på 1 prøve og konklusionen er derfor mere usikker.

I enkelte prøver overstiger koncentrationen af kobber det nedre aktionsniveau som af Miljøstyrelsen er fastsat for, hvornår havbundmateriale kan anses for at udgøre en miljømæssig risiko. Bortset herfra er de målte niveauer af tungmetaller indenfor og omkring mølleparken lavt, og på niveau med eller under det oprindelige baggrunds niveau for uforurenede havbundsmateriale i det tidligere Storstrøms amt på det tidspunkt hvor mølleparken blev etableret. Selv om koncentrationerne tættere på de tidligere fundamenter kan være væsentligt højere forventes de ikke at nå op på et niveau, der udgør en væsentlig miljømæssig risiko.

Samlet set vurderes at der er konstateret en lokal forurening omkring de tidligere fundamenter, men at den ikke har et omfang der udgør en væsentlig miljømæssig risiko.

2 Baggrund

Vindeby Havmøllepark bestod af 11 BONUS 450 kV vindmøller etableret i 1991 i en afstand på 1,5 - 3 km fra kysten ved den nordlige del af Lolland, som verdens første egentlige Havmøllepark. Mølleparken var efter 25 års drift udtjent, og Ørsted A/S (tidligere DONG Energy A/S), fik som ejer af parken i januar 2017 tilladelse fra Energistyrelsen til at nedtage Vindeby Havmøllepark. Vindmølleparken blev nedtaget i perioden februar – september 2017.

Energistyrelsen har i deres tilladelse til nedtagning af mølleparken stillet som vilkår (nr. 2.3), at der gennemføres et program for kortlægning af koncentrationerne af tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer i sedimentet i og omkring Vindeby havmøllepark. Undersøgelsen skal klarlægge, om der findes skadelige stoffer fra korrosionsbeskyttelse i forhøjede koncentrationer i sedimentet, som kan stamme fra vindmølleparken.

Med dette udgangspunkt har Ørsted inviteret MOE til at afgive et tilbud på udførelse af en kortlægning af miljøfremmede stoffer i sedimentet. Efterfølgende er MOE blevet tildelt opgaven med at udarbejde forslag til undersøgelsesprogram og gennemføre undersøgelsen. MOE's forslag til undersøgelsesprogram blev godkendt af Energistyrelsen i juni 2017. Naturfocus har som underrådgiver forestået feltarbejdet med indsamling af prøver, og prøverne er analyseret af laboratoriet ALD.

I denne rapport redegøres nærmere for undersøgelsesprogrammet, de gennemførte undersøgelser og undersøgelsesresultatet.

2.1 Undersøgelsesprogram

Undersøgelsesprogrammet blev fastsat på baggrund af en vurdering af risikoen for målbare påvirkninger af sedimentet med miljøfremmede stoffer som følge af de 25 års drift og den efterfølgende nedtagning. Ørsted havde forud for nedtagningen af Vindeby Havmøllepark fået kortlagt miljøfremmede stoffer på forskellige dele af møllerne og fundamenter (NIRAS, 2016; DONG, 2016). Undersøgelsen viste, at det kun er tungmetaller, der potentielt kunne tilføres havmiljøet fra møllerne i driftsfasen. Møller og fundamenter vil potentielt kunne belaste havmiljøet med zink, og i mindre omfang bly, nikkel og cadmium, mens en belastning med krom er spekulativ, men ikke kan udelukkes. Derimod forventes ikke, at mølleparken kan have belastet havmiljøet med tributyltin, arsen og kviksølv.

Baseret på disse overvejelser blev det besluttet at inddrage tungmetaller inklusive tributyltin i undersøgelserne.

Der blev foretaget en konservativ beregning af, hvor meget vindmølleparken potentielt kunne påvirke det omgivende sediment med tungmetaller. Konklusionen var, at selv i det værst tænkelige tilfælde, hvor alle miljøfremmede stoffer i den zone som kan være påvirket af bølgeslag og bølgesprøjt, var afgivet til miljøet og sedimentet i nærliggende aflejringsområder, vil det ikke være muligt at påvise en effekt på sedimentets indhold af miljøfremmede stoffer, som kan henføres til afgivelse af miljøfremmede stoffer fra Vindeby Havmøllepark.

Ud fra ovenstående er forventningen, at:

- 1) der IKKE kan påvises en koncentrationsgradient for zink (eller andre miljøfremmede stoffer) med stigende afstand fra møllerne,
- 2) koncentrationen af zink (eller andre miljøfremmede stoffer) IKKE vil overstige den naturlige baggrundsværdi.
- 3) sedimenter fra driftsperioden IKKE vil have forhøjede koncentrationer af zink (eller andre miljøfremmede stoffer) i forhold til perioden før mølleparken blev opført.

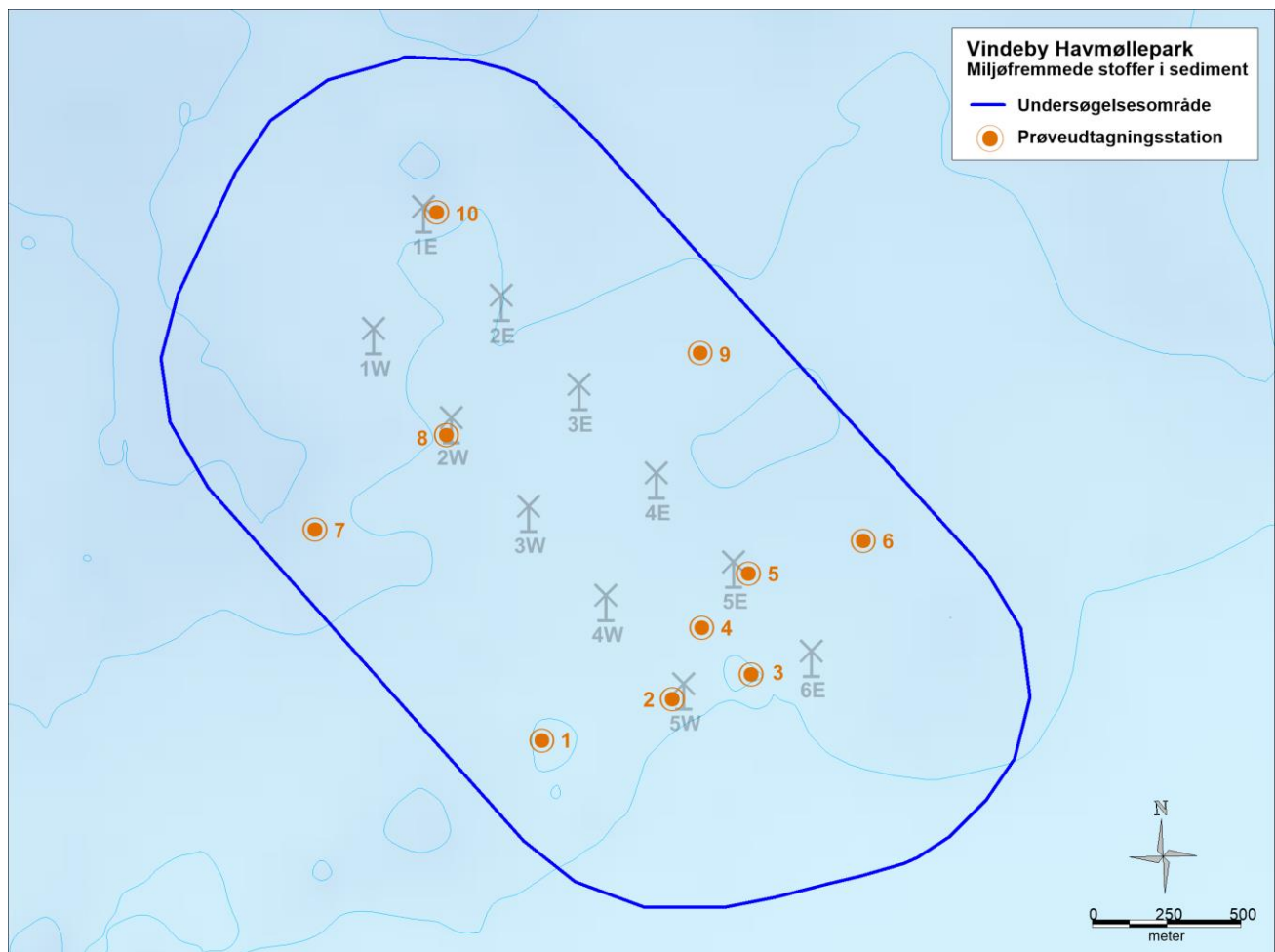
Undersøgelsesprogrammet blev herefter fastlagt med henblik på at teste disse antagelser. Udover fordeling af stationer i forhold til møller og møllepark blev der også taget hensyn til fordelingen af overfladesediment og bundvegetation (baseret på Orbicon, 2016), idet der forventes større koncentrationer i sedimentationsområder med finkornede sedimenter.

Programmet omfatter 10 stationer placeret som vist på Figur 1:

- 7 stationer (Station 1 - 7) er placeret i områder med finkornede sedimenter, hvor den største sedimentaflejring forventes. To stationer er placeret tæt på møller (2, 5), to mellem møller (3, 4) og 3 uden for parken (Station 1 og 7 vest for og station 6 øst for parken), heraf er en (Station 7) placeret i aflejringsområdet med størst sedimentationsrate lige vest for vindmølleparken.
- 3 stationer (Station 8 - 10) er placeret i områder med grovere overfladesedimenter, der muliggør en efterprøvning af antagelsen om en lav aflejring af miljøfremmede stoffer i grove overfladesedimenter. To er placeret tæt på møllerne (8, 10) og én uden for parken (9 øst for området).

Med henblik på at vurdere udviklingen af tungmetalforurening i løbet af Vindeby Havmølleparks driftsfase (1991 - 2016) anvendes to metoder:

1. Vurdering af udviklingen i generelle baggrunds niveauer for Storebæltområdet som helhed (herunder Smålandsfarvandet), beskrevet i eksisterende rapporter og målinger.
2. Estimering af lokale baggrunds niveauer indenfor undersøgelsesområdet fra perioden før idriftsættelse af Vindeby Havmøllepark (baseline, dvs. før 1990) vil blive forsøgt ud fra analyser af dybere sedimentlag som forventes at være udsedimenteret før 1990. Beregninger af nettosedimentationen i området indikerer dog, at sedimenter dybere end ca. 2 cm i aflejringsområder uden sedimentomlejring var sedimenteret før idriftsættelsen 1990, og der er derfor en risiko for, at sedimentet fra driftsperioden er opblandet med dybere sedimentlag.



Figur 1 Placering af 10 sediment prøvestationer i og omkring Vindeby Havmøllepark.

3 Resultater

3.1 Prøvetagning

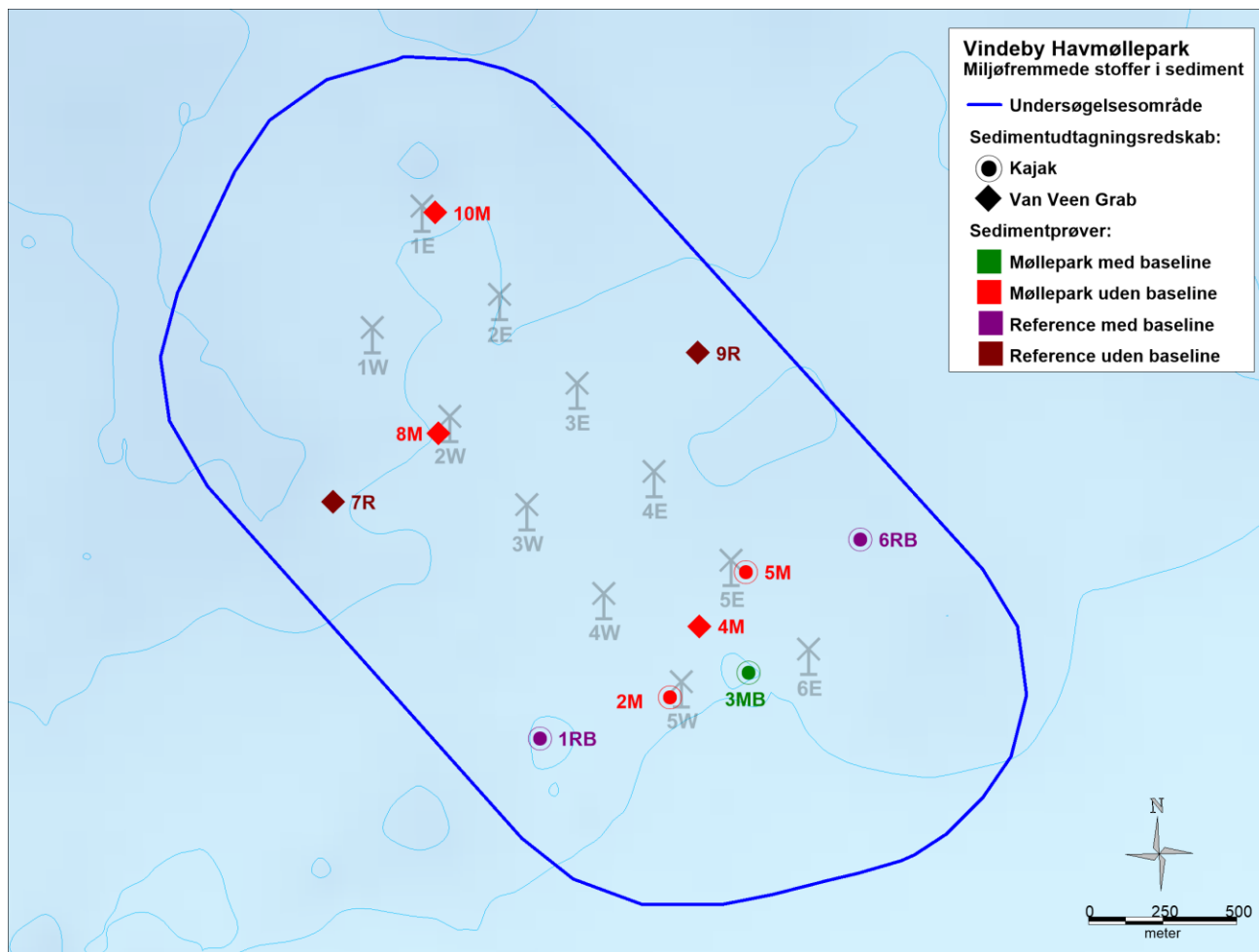
Prøvetagningen blev foretaget efter at nedtagningen af Vindeby Havmøllepark var afsluttet.

Udtagning af sedimentprøverne kunne ikke udføres med Kajak-rør håndteret af dykker (SCUBA) som oprindeligt planlagt grundet interne HSE procedurer i Ørsted A/S. Erfaringsmæssigt sikrer udtagning med dykker at prøverne udtages med større kernelængde samt at havbund med egnet prøvesediment visuelt kan udpeges på prøvelokaliteten, hvilket sikrer mere ensartede prøver. Som alternativ til udtagning med dykker planlagdes prøvetagningen udført med Kajak-prøvehenter enten monteret på stang eller, ved dybder over 4 meter, med Kajak-prøvehenter manuelt håndteret med monteret line. Udtagningen blev foretaget fra en større RIB (Ridget Inflatable Boat) fixeret på stationens position (Tabel 1) ved opankring med to ankre i forhold til vind og strømforhold. Positionen blev registreret ved hjælp af RTK-GPS.

Udtagningen af sedimentprøver blev iværksat 19. oktober 2017 og udførtes som planlagt på stationerne 1, 3 og 6, jf. Figur 1. På de resterende 7 stationer kunne udtagning af en sedimentkerne på minimum 10 cm ikke gennemføres med Kajak-prøvehenter som planlagt. Generelt var der på disse stationer tale om et meget hårdt substrat og sediment karakteriseret ved forekomst af blandinger mellem grus, småsten, større sten som et tyndt lag oven på ældre, geologisk moræneler. Det lykkedes dog på yderligere to stationer (2 og 5), jf. Figur 1, at udtage en kortere sedimentkerne med Kajak-prøvehenter. På de resterende 5 stationer var substratet af en så hård karakter, at Kajak-rør af plexiglas splintredes og udtagningen måtte opgives.

På baggrund af den delvis mislykkede sedimentudtagning blev det besluttet, at forsøge at udtage overfladesedimentprøver med Van Veen Grab på de stationer, hvor prøvetagning med Kajak-prøvehenter ikke var muligt. Den 11. november 2017 er der således med en håndopereret 250 cm³ Van Veen Grab udtaget overfladesedimentprøver på de 5 resterende stationer. Der blev udtaget flere prøver på hver station tilstrækkeligt til at opfylde mængdekravet for analysemetoderne. På to stationer, station 7 og 8 var substrattypen på de oprindeligt planlagte positioner af en sådan karakter, der umuliggjorde prøvetagning med grab, idet der fandtes betydelige mængder af grus, små og større sten. Stationerne blev derfor flyttet under feltarbejdet til nye positioner således, at station 7 er flyttet 80 meter mod nordøst og station 8 18 meter mod vest i forhold til de oprindelige positioner.

Den resulterende prøvetagning på de 10 stationer er vist på Figur 2 og Tabel 1. Af de 10 stationer ligger 6 stationer inde i selve havmølleparken (Sedimentprøve ID: #M) og 4 stationer i referenceområdet uden for havmølleparken (Sedimentprøve ID: #R). På alle stationer blev udtaget en prøve af det øverste sedimentlag svarende til havmølleparkens driftsfase (heraf dog 5 prøver udtaget med Van Veen grab), mens det kun på 3 stationer lykkedes at udtage en prøve af det underliggende sediment (baseline), som antages at repræsentere tiden før opsætningen af havmølleparken (Sedimentprøve ID: #B).



Figur 2 Prøvetagning på de 10 sedimentstationer i og omkring Vindeby Havmøllepark.

Tabel 1 Sedimentprøve og definitioner med geografisk placering og vandstandskorrigeret dybde (DVR₉₀).

Sedimentprøve ID	Definition Prøvetype	Prøvenr. Laboratorie	Udtagnings-dato	UTM32_X Euref89	UTM32_Y Euref89	Longitudo WGS84	Latitude WGS84	Dybde m
1R	Reference	168965/17	19-10-2017	636.260,7	6.092.850,9	11,128379	54,963936	2,4
1RB	Reference-Baseline	168966/17	19-10-2017	636.260,7	6.092.850,9	11,128379	54,963936	2,4
2M	Møllepark	168967/17	19-10-2017	636.592,1	6.092.955,8	11,133601	54,964787	3,0
3M	Møllepark	168968/17	19-10-2017	636.793,0	6.093.018,1	11,136766	54,965292	2,9
3MB	Møllepark-Baseline	168969/17	19-10-2017	636.793,0	6.093.018,1	11,136766	54,965292	2,9
4M	Møllepark	168970/17	08-11-2017	636.667,3	6.093.137,8	11,134862	54,966401	3,0
5M	Møllepark	168971/17	19-10-2017	636.785,8	6.093.274,9	11,136777	54,967600	3,8
6R	Reference	168972/17	19-10-2017	637.078,1	6.093.358,6	11,141380	54,968271	3,9
6RB	Reference-Baseline	168973/17	19-10-2017	635.733,4	6.093.455,0	11,120435	54,969505	3,9
7R	Reference	168974/17	08-11-2017	635.733,4	6.093.455,0	11,120435	54,969505	5,3
8M	Møllepark	168975/17	08-11-2017	636.001,1	6.093.630,0	11,124696	54,971003	4,4
9R	Reference	168976/17	08-11-2017	636.663,7	6.093.835,3	11,135138	54,972666	4,1
10M	Møllepark	168977/17	08-11-2017	635.993,1	6.094.192,7	11,124838	54,976059	5,3

De 4 stationer nærmest møllerne (2M, 5M, 8M og 10M) er udtaget med en afstand på 35 ± 2 m fra centrum af nærmeste tidligere møllefundament.

3.2 Behandling af prøverne

Øverste del af sedimentkernen blev udtaget ved forsigtigt at presse den udtagne Kajak-prøves sedimentkerne op gennem Kajak-røret påmonteret med en opsamlingsplatform på toppen. På opsamlingsplatfor-

men var et løst monteret kort Kajak-målerør med indgraveret centimetermål til afmåling af sedimentkernens ønskede, nøjagtige længde. Den ønskede længde af sedimentkernen blev presset op i målerøret, hvorefter målerøret med den afmålte sedimentfraktion blev skrabet fra opsamlingsplatformen, og sedimentfraktionen blev overført til en rilsan-pose med påskrevet stations- og sedimentkerneoplysninger. Antallet af fragmenterede Kajak-prøver til en blandingsprøve tilstrækkeligt til at dække analyselaboratoriets behov for pålidelige analyseresultater blev med laboratoriet på forhånd aftalt til minimum en halv rilsan-pose fyldt med sedimentmateriale svarende til 4 – 7 Kajak-prøver. På tilsvarende vis blev efterfølgende den nedre sedimentkerne fragmenteret i ønsket længde og overført til en ny identificerbar rilsan-pose.

Sedimentet udtaget med Van Veen Grab blev forsigtigt og uforstyrret tømt ud i et rustfri stålkar. Herefter er det øverste, ønskede sediment lag overført med rustfri stålske til rilsan-pose påskrevet stations og sedimentkerneoplysninger. Såfremt sedimentet tydeligt var forstyrret under håndteringen blev der udtaget en ny prøve. Afhængig af sedimentets struktur er der udtaget 1-3 prøver for at fylde en halv rilsan-pose med sedimentmateriale.

Rilsan-poserne med prøver blev lukket med srib og straks herefter lagt på køl. Ved hjemkomst blev prøverne nedfrosset indtil afhentning sammen med rekvisitionsanalysen af laboratoriet.

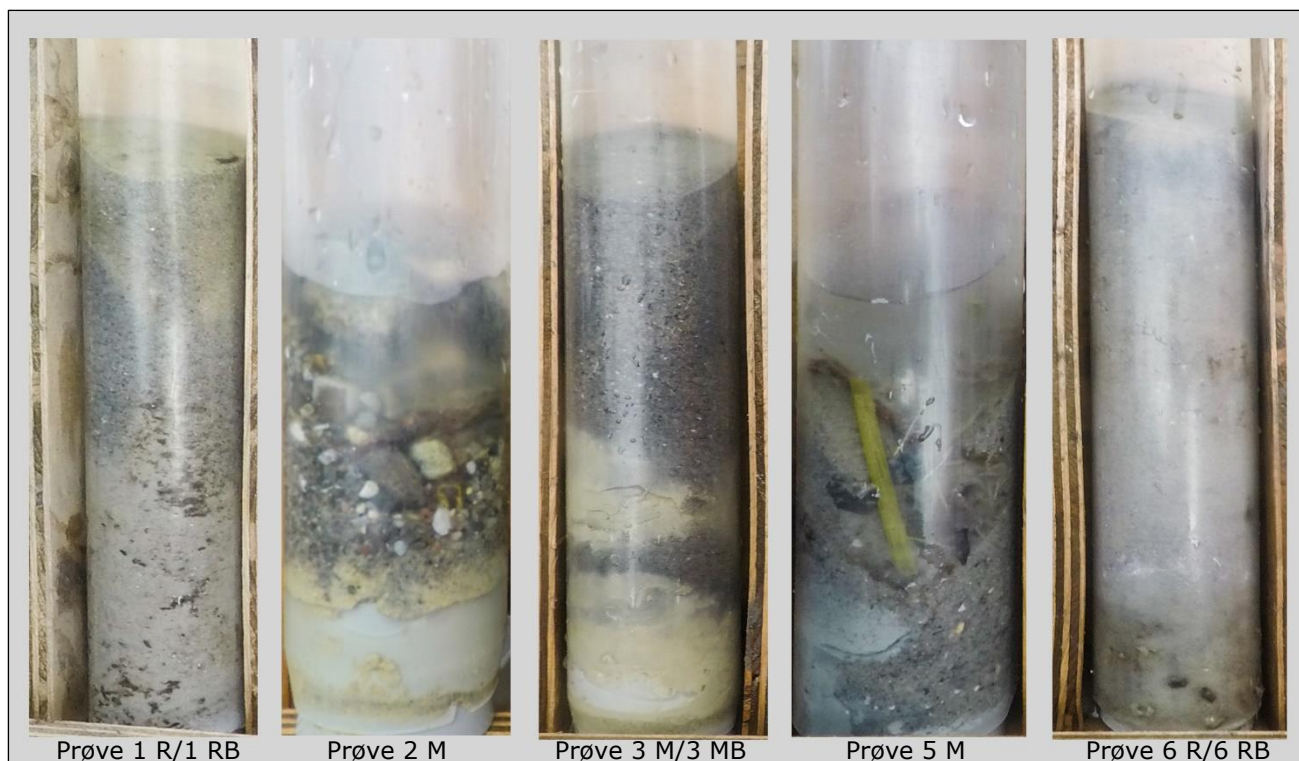
3.3 Karakteristik af prøverne

Der blev i alt udtaget 13 prøver fra 10 stationer (se Tabel 2). Beskrivende fotos af sedimentkerner i kajakrør fra 5 stationer er vist på Figur 3.

Af Tabel 2 fremgår den gennemsnitlige længde af de enkelte prøvers sedimentkerne, samt karakteristik af de enkelte prøver. Længden af den øverste del af sedimentkernen er ens for alle prøver udtaget på den enkelte station og puljet til blandingsprøve. Den nedre del af sedimentkernen kan være af varierende længde alt efter, hvor lang kerne det er lykkedes at udtage.

Tabel 2 Redskaber anvendt til udtagning af prøve samt vertikal prøvestørrelse med beskrivelse af prøve.

Sediment-prøve ID	Redskab	Sedimentkerne-fragment	Substrat- og Sedimentbeskrivelse
1R	Kajak	0 - 2 cm	Lyst sandfarvet sand med fragmenter af skaller. Ingen lugt.
1RB	Kajak	2 - 8 cm	Mørkkornet, groft sand oven på lag af fint, kompakt, lyst sand. Ingen lugt.
2M	Kajak	0 - 5 cm	Grus og småsten iblandet groft, lyst sand. Ingen lugt.
3M	Kajak	0 - 2 cm	Groft, lyst gråligt sand med mørke mineraler. Ingen lugt.
3MB	Kajak	2 - 5 cm	Groft, kompakt, tørt sand med mørke mineraler oven på ler. Ingen lugt.
4M	Van Veen Grab	0 - ca. 2 cm	1 cm groft sandfarvet, sand oven på ler. Spredte sten/grus. Blåmuslinger, makroalger og ålegræs. Ingen lugt.
5M	Kajak	0 - 3 cm	Lyst sand med småsten og fragmenter af skaller oven på ler. Lidt ålegræs. Ingen lugt.
6R	Kajak	0 - 2 cm	Fint, lidt siltet sand. Ingen lugt.
6RB	Kajak	2 - 10 cm	Fint, lidt siltet, kompakt sand. Ler i dybden. Ingen lugt.
7R	Van Veen Grab	0 - ca. 3 cm	Groft, kompakt sand iblandet fragmenter af skaller. Ingen lugt.
8M	Van Veen Grab	0 - ca. 4 cm	Groft, lyst sandfarvet sand 0-2 cm og småsten. 2-4 cm groft lysegråt sand. Område med større sten. Lidt ålegræs. Strandkrabbe. Ingen lugt.
9R	Van Veen Grab	0 - ca. 2 cm	Groft, lyst sandfarvet sand 0-1 cm, 1-3 cm fint lysegråt sand. Ålegræs. Ingen lugt.
10M	Van Veen Grab	0 - ca. 2 cm	Groft, lyst sandfarvet sand med grus og småsten (enkelte > 5 cm). Blåmuslinger. Ingen lugt.



Figur 3 Eksempler på beskrivende fotos af sedimentkerner i Kajak-rør på udvalgte stationer. Længdeforhold af sedimentkernerne er ikke sammenlignelige. Se Tabel 2 for beskrivelse sedimentkernerne.

Prøvernes sedimentsammensætning adskilte sig fra det forventede, idet de fleste prøver var karakteriseret som grove sedimenter. Kun prøverne fra station 6 (6R og 6RB), og den dybe prøve fra station 3 (3MB) er mere finkornede. Alle prøver er derfor medtaget i den videre vurdering, idet det ikke giver mening at udskille prøverne med groft sediment.

3.4 Kemiske analyser

Samtlige sedimentprøver blev analyseret for tungmetaller og tributyltin. De parametre og metoder, der blev analyseret for i prøverne er anført i Tabel 3. De kemiske analyser blev udført af ALS Danmark, som er et akkrediteret laboratorium.

Tabel 3 Metoder, detektionsgrænser og enheder for de analyserede kemiske parametre.

Parameter	Metode	Detektionsgrænse	Enhed
Tørstof og glødetab	Dansk Standard (DS) 204: 1980	0.10	[%]
Arsen (As)	Dansk Standard (DS) 259 + SM 17 3120B (ICP)	0.10	[mg/kg DW]
Cadmium (Cd)		0.02	
Krom (Cr)		0.20	
Kobber (Cu)		0.20	
Bly (Pb)		1.00	
Kviksølv (Hg)		0.01	
Nikkel (Ni)		0.10	
Zink (Zn)		0.40	
Tributyl-tin (TBT)	ISO 23161: 2011, GC-ICP-SFMS	1.00	[µg/kg DW]

Analyselaboratoriets rapport er vedlagt i bilag, og resultaterne vises nedenfor i Tabel 4.

Tabel 4 Analyse resultater for 13 prøver fra undersøgelsesområdet.

Parameter	Enhed	Dybe prøver			Overfladeprøver (0 - 2 cm)									
		Station			Reference				Møllepark		Ved møller			
		1	3	6	1	6	7	9	3	4	2	5	8	10
Tørstofindhold	%	86,2	86,1	81,2	82,2	79,2	81,7	77,8	86,1	84,5	88,5	79,3	88,3	81,5
Glødetab	%	0,4	1	0,3	0,4	0,5	0,4	0,4	0,9	0,8	0,7	0,8	0,5	0,4
Tributyltin	µg Sn/kg	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41
Arsen (As)	mg/kg	0,5	2,4	<0,5	0,6	<0,5	0,7	<0,5	2,9	1,1	6,6	2,4	0,7	0,7
Bly (Pb)	mg/kg	2	5	1	<1	1	1	2	5	2	4	2	2	1
Cadmium (Cd)	mg/kg	<0,05	0,2	0,08	<0,05	0,08	0,1	<0,05	0,32	<0,05	0,20	0,24	<0,05	0,07
Chrom (Cr)	mg/kg	0,8	5,5	0,8	0,73	1,1	1,2	1,1	6,1	1,8	5,5	4,3	1,3	1,6
Kobber (Cu)	mg/kg	1,2	4,4	0,8	3,9	10	<0,4	0,7	58	0,7	3,1	15	0,7	34
Kviksølv (Hg)	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nikkel (Ni)	mg/kg	1,2	6,3	0,73	0,6	1	0,8	0,77	6	2,2	7,2	5	1,6	2,0
Zink (Zn)	mg/kg	4,5	19	5,0	2,5	4,2	5,8	3,4	20	6,9	16	13	5,6	15

3.5 Databehandling og vurdering

Der blev ikke påvist målbart indhold af tributyltin og kviksølv. Dette bekræfter udgangspunktet om, at der ikke forventes en påvirkning med disse stoffer, og de udelades i den videre analyse.

For de øvrige metaller er værdier under grænseværdien medtaget som 50% af grænseværdien (f.eks. er værdien for Arsen i baseline prøve 6 omregnet til $0,5 / 2 = 0,25$) i de videre analyser.

Tungmetaller bindes ofte til organisk stof, og optages af levende organismer (Boutrup, S. et. al., 2006), og koncentrationerne er derfor omregnet til mg/kg GT, idet glødetabet er et mål for sedimentets indhold af organisk stof (se Tabel 5).

Tabel 5 Koncentration af tungmetaller omregnet til mg/kg glødetab (GT)

Parameter	Station	Dybe prøver			Overfladeprøver (0 - 2 cm)									
		1	3	6	Reference			Møllepark		Ved møller				
Enhed		Baseline			1	6	7	9	3	4	2	5	8	10
Tributyltin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsen (As)	mg/kg GT	150	280	100	180	63	210	80	370	160	1100	380	160	210
Bly (Pb)	mg/kg GT	580	580	410	150	250	310	640	650	300	650	320	450	310
Cadmium (Cd)	mg/kg GT	7,3	23	33	7,6	20	31	8	41	3,7	32	38	5,7	21
Chrom (Cr)	mg/kg GT	230	640	330	220	280	370	350	790	270	890	680	290	490
Kobber (Cu)	mg/kg GT	350	510	330	1200	2500	61	220	7500	100	500	2400	160	10000
Kviksølv (Hg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nikkel (Ni)	mg/kg GT	350	730	300	180	250	240	250	770	330	1200	790	360	610
Zink (Zn)	mg/kg GT	1300	2200	2100	760	1100	1800	1100	2600	1000	2600	2000	1300	4600

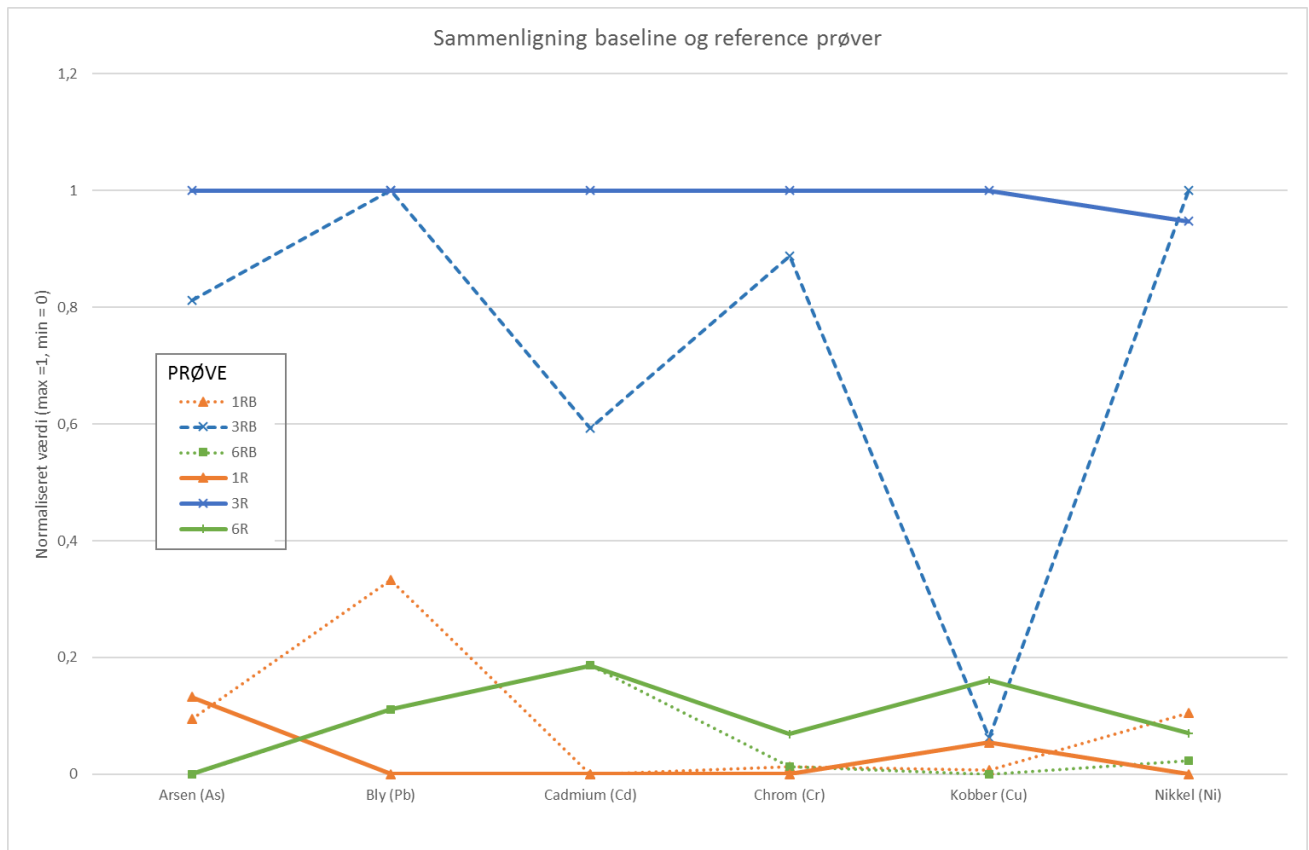
3.5.1 Vurdering af baseline- og reference prøverne

Antagelsen om, at sedimentet dybere end ca. 2 cm repræsenterer en baselineperiode fra før mølleparken er etableret er indledningsvist vurderet ved at sammenligne analyseresultaterne for de dybe sedimenter (baseline) med de tilsvarende overfladeprøver (2 reference prøver og 1 i møllepark) på de 3 stationer, hvor begge prøver er udtaget. Forventningen er, at prøverne fra baselineperioden er ensartet, da der ikke er kendskab til lokale kilder fra før vindmølleparken blev etableret.

Sammenligningen er vist på Figur 4, hvor værdierne (i mg/kg TS) er normaliserede, så de forskellige tungmetaller bedre kan sammenlignes. Der er forskel på overflade prøver og de tilsvarende baselineprøver, men generelt har baselineprøverne større lighed med de tilsvarende overfladeprøver end med hinanden. Kun for kobber er der et højere indhold i overfladesedimentet end i den dybe prøve på alle 3 stationer.

Det vurderes derfor, at antagelsen om at de dybe prøver repræsenterer en baseline periode fra før etablering af mølleparken ikke kan bekræftes, og det kan ikke udelukkes at der er sket en opblanding af sedimentet i de dybere lag.

Baselineprøverne udelades derfor i de videre analyser.



Figur 4 Sammenligning af normaliserede tungmetal koncentrationer (mg/kg TS) i overfladeprøver og dybere (baseline) prøver.

3.5.2 Korrelation mellem koncentrationer af metaller

Hvis variationen i metalkoncentrationen skyldes tilfældig variation, eller stammer fra forskellige kilder, forventes en ringe korrelation mellem koncentrationen af de enkelte metaller indbyrdes. Hvis metallerne stammer fra samme kilde, forventes derimod en høj korrelation. Den indbyrdes korrelationskoefficient (r^2) mellem metallerne er beregnet såvel for koncentrationer i mg/kg TS og koncentrationer i mg/kg GT (Tabel 6)

Der er en meget høj grad af korrelation mellem alle metallerne ($r^2 > 0,7$) målt i mg/kg tørstof (TS), bortset fra kobber og til dels arsen. Ses på mg/kg glødetab (GT) er korrelationerne noget svagere, stort set kun korrelationer Ni – As og Ni – Cr er ($r^2 > 0,7$).

Eller med andre ord, variationen i glødetab forklarer en del af variationen i de målte koncentrationer af tungmetaller (i mg/kg TS).

Tabel 6. Indbyrdes korrelationer mellem analyserede stoffer i tørstof (TS) og i organisk fraktion (GT: glødetab).

Korrelationskoefficient (r2)		Arsen (As)	Bly (Pb)	Cadmium (C)	Chrom (Cr)	Kobber (Cu)	Nikkel (Ni)	Zink (Zn)
Metal	Enhed							
Arsen (As)	mg/kg TS	1	0,48	0,46	0,68	0,03	0,78	0,48
Bly (Pb)	mg/kg TS	0,48	1	0,54	0,8	0,14	0,76	0,64
Cadmium (Cd)	mg/kg TS	0,46	0,54	1	0,84	0,39	0,73	0,71
Chrom (Cr)	mg/kg TS	0,68	0,8	0,84	1	0,24	0,96	0,83
Kobber (Cu)	mg/kg TS	0,03	0,14	0,39	0,24	1	0,15	0,41
Nikkel (Ni)	mg/kg TS	0,78	0,76	0,73	0,96	0,15	1	0,8
Zink (Zn)	mg/kg TS	0,48	0,64	0,71	0,83	0,41	0,8	1
Arsen (As)	mg/kg GT	1	0,16	0,22	0,65	0	0,75	0,12
Bly (Pb)	mg/kg GT	0,16	1	0,03	0,26	0	0,24	0,02
Cadmium (Cd)	mg/kg GT	0,22	0,03	1	0,55	0,12	0,36	0,28
Chrom (Cr)	mg/kg GT	0,65	0,26	0,55	1	0,11	0,9	0,33
Kobber (Cu)	mg/kg GT	0	0	0,12	0,11	1	0,09	0,6
Nikkel (Ni)	mg/kg GT	0,75	0,24	0,36	0,9	0,09	1	0,35
Zink (Zn)	mg/kg GT	0,12	0,02	0,28	0,33	0,6	0,35	1

3.5.3 Sammenligning med grænse- og baggrundsværdier

I Miljøstyrelsens vejledning om klappning (Miljøstyrelsen, 2008, se Tabel 7) er angivet to aktionsniveauer for sedimentets koncentration af de tungmetaller, der er omfattet af denne undersøgelse. De nedre aktionsniveauer er i princippet lig et niveau der svarer til et gennemsnitligt baggrundsniveau eller til ubetydelige koncentrationer, hvor der ikke forventes miljøeffekter. Havbundsmateriale som ligger under det nedre aktionsniveau kan altid klappes. Det øvre aktionsniveau angiver det niveau, hvor der kunne være begyndende effekter. Imellem disse to niveauer kan der som udgangspunkt klappes på eksisterende klapppladser, men der skal foretages en nærmere vurdering af materialet.

Tabel 7 Aktionsniveauer for bortskaffelse af opgravet materiale (Miljøministeriet, 2008). Alle værdier i mg/kg TS.

Parameter	Nedre aktionsniveau	Øvre Aktionsniveau	Målt ved Vindeby Havmøllepark		
			Reference	Mellem møller	Ved møller
Arsen (As)	20	60	0,45 ± 0,23	2,0 ± 1,3	2,6 ± 2,8
Cadmium	0,4	2,5	0,058 ± 0,038	0,17 ± 0,21	0,13 ± 0,10
Krom (Cr)	50	270	1,0 ± 0,21	4,0 ± 3,0	3,2 ± 2,1
Kobber (Cu)	20	90	3,7 ± 4,5	29 ± 41	13 ± 15
Bly (Pb)	40	200	1,1 ± 0,63	3,5 ± 2,1	2,3 ± 1,3
Kviksølv	0,25	1	<0,01	<0,01	<0,01
Nikkel (Ni)	30	60	0,79 ± 0,16	4,1 ± 2,7	4,0 ± 2,6
Zink (Zn)	130	500	4,0 ± 1,4	14 ± 9,3	12 ± 4,7

De målte koncentrationer af tungmetaller ligger langt under det nedre aktionsniveau, dog er niveauet af kobber indenfor mølleparken på niveau med eller lokalt højere end det nedre aktionsniveau, men stadig langt under det øvre aktionsniveau. For samtlige tungmetaller vurderes at indholdet af tungmetaller i sedimentet i området generelt er ekstremt lavt, dog er der for kobber i nogle prøver indenfor mølleparken værdier over det nedre aktionsniveau.

Det lave indhold af tungmetaller kan hænge sammen med et meget lavt indhold af organisk stof (udtrykt ved glødetabet) i sedimenterne ved Vindeby Havmøllepark (GT ≤ 1 % af TS).

Der er også foretaget sammenligning med lokale baggrundsværdier for det daværende Storstrøms Amt fra perioden 1989 - 1993, baseret på analyser fra baggrundsbelastede områder samt uforurenede sejlrender

og havneindsejlinger for perioden 1989 – 1993. Baggrundsniveauet er præsenteret som lineære regressio-
ner mellem sedimentets glødetab og koncentrationerne i mg/kg TS, og det øvre 95 % konfidensniveau for
regressionerne anvendes som grænse (Water Consult, 1994). I Tabel 8 er baggrundsværdier i mg/kg TS
vist for ubelastede sedimenter med glødetab på 1 %, og værdierne er sammenlignet med målingerne fra
Vindeby Havmølleparki 2017.

Det fremgår, at de målte niveauer ved Vindeby Havmøllepark ligger på niveau med det daværende lokale
baggrundniveau for Storstrøms Amt, og væsentligt under det øvre 95 % konfidensniveau. I referenceom-
rådet er niveauet for krom, bly, nikkel og zink noget lavere end baggrundsniveauet fra 1989 – 93, hvilket
kan afspejle et generelt fald i belastningen med tungmetaller i de seneste årtier (Boutrup, S. et al. 2006
og 2015). Værdierne mellem møller og i mølleparken er på niveau med baggrundsniveauet 1989 – 93 und-
tagen kobber, hvor niveauet i mølleparken (især mellem møllerne, i mindre grad ved møllerne) overstiger
det øvre 95 % konfidensniveau.

Tabel 8 Målinger ved Vindeby Havmøllepark sammenlignet med ældre lokale baggrundsværdier for ubelastet sediment
med glødetab på 1 %, baseret på analyser fra 1989 – 1993 for Storstrøms Amt (Water Consult, 1994). Alle værdier i
mg/kg TS.

Parameter	Lokale baggrundsværdier fra 1989-93 v. 1 % GT		Målt ved Vindeby Havmøllepark 2017		
	Middel	Øvre 95 % Konf.niv.	Reference	Mellem møller	Ved møller
Arsen (As)	(ikke målt)		0,45 ± 0,23	2,0 ± 1,3	2,6 ± 2,8
Cadmium	0,05	0,3	0,058 ± 0,038	0,17 ± 0,21	0,13 ± 0,10
Krom (Cr)	3	15	1,0 ± 0,21	4,0 ± 3,0	3,2 ± 2,1
Kobber (Cu)	3	12	3,7 ± 4,5	29 ± 41	13 ± 15
Bly (Pb)	4	20	1,1 ± 0,63	3,5 ± 2,1	2,3 ± 1,3
Kviksølv (Hg)	0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01
Nikkel (Ni)	3	10	0,79 ± 0,16	4,1 ± 2,7	4,0 ± 2,6
Zink (Zn)	20	50	4,0 ± 1,4	14 ± 9,3	12 ± 4,7

Samlet vurderes, at de målte koncentrationer ligger på niveau med et ubelastet baggrundsniveau for til-
svarende sedimenter i området, bortset fra kobber, hvor koncentrationerne inde i mølleparken ligger over
baggrundsniveauet.

Det vurderes samtidig, at de målte koncentrationer af tungmetaller ikke udgør nogen miljømæssig risiko.

3.5.4 Sammenligning af områder indenfor og udenfor mølleparken

Udgangspunktet for undersøgelsen er, at der ikke forventes en målbar påvirkning af sedimentet med mil-
jøfremmede stoffer som følge af drift og nedtagning af Vindeby Havmøllepark. Med dette udgangspunkt
forventes der ikke signifikante forskelle på prøver fra referenceområder og på prøverne fra mølleparken
mellem møllerne og ved møllerne.

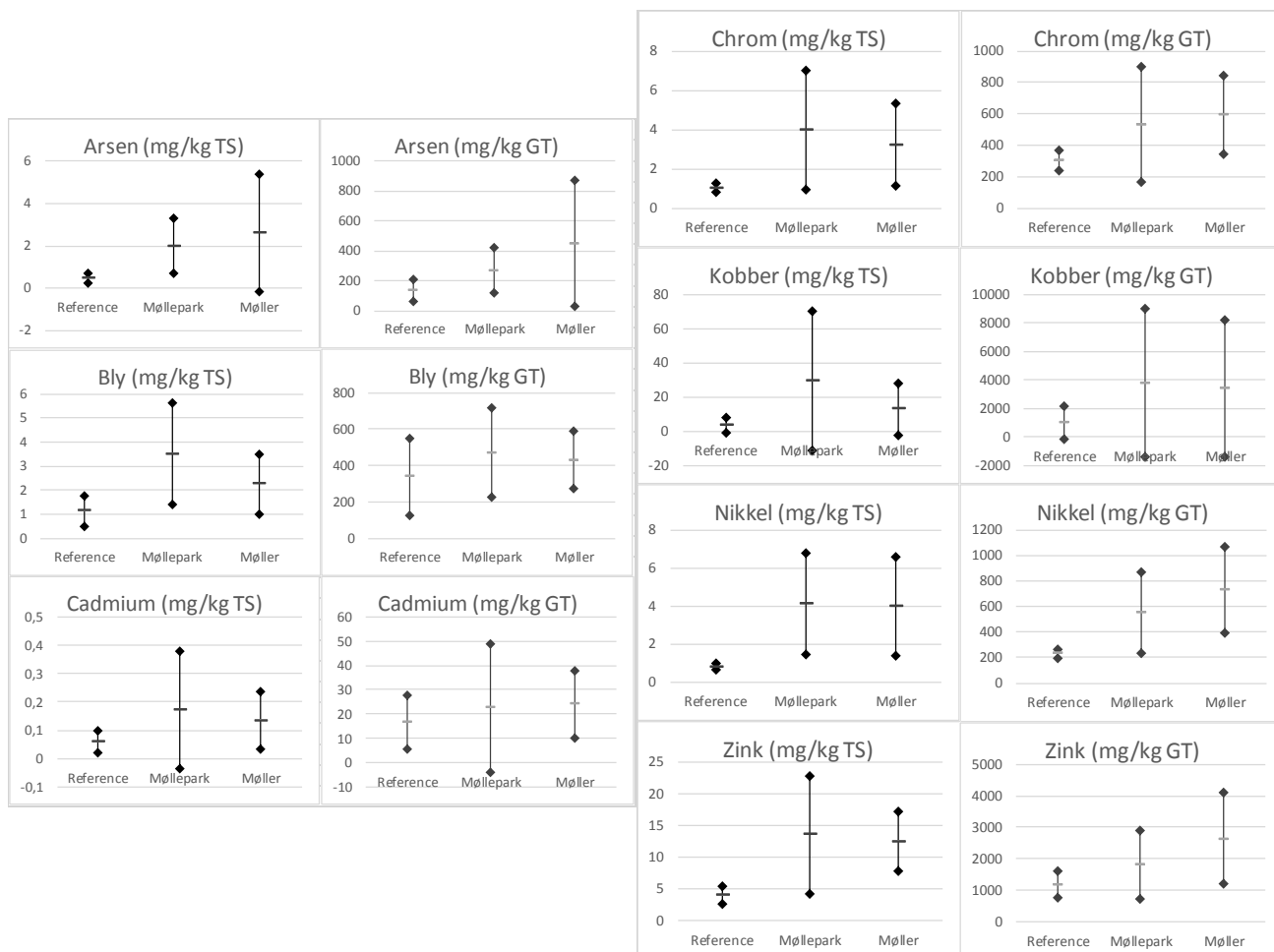
Der foreligger 4 analyser af prøver fra referenceområder udenfor mølleparken, 2 analyser af prøver inden-
for mølleparken mellem møllerne, og 4 analyser af prøver taget tæt ved møllefundamenter (ca. 28 m fra
kanten af de tidligere fundamenter). Prøverne fra disse 3 områder er puljet og vist som middelværdi og
standardafvigelse på Figur 5 for alle 7 metaller, udtrykt i forhold til tørstof (figurer tv.) og glødetab (figurer
th.).

De målte værdier i mg/kg TS viser for alle 7 metaller en tendens til højere værdier i både møllepark (mel-
lem møller) og ved møllerne. Forskellene mellem prøverne ved møller og reference er signifikant for nikkel
og zink (t-test med 5% signifikansniveau), alle øvrige forskelle er ikke signifikante, men p-værdierne er
lave ved møllerne ($\leq 0,15$, se Tabel 9). Der er samtidig en generel tendens til at niveauet i prøverne
mellem møllerne er på niveau med eller højere end prøverne ved møllerne. Der er mindre end 1% chance

for at opnå et resultat, hvor alle 7 metaller af tilfældige årsager viser højere niveau indenfor mølleparken end i referenceområdet. Samlet set kan det ikke bekræftes at der er tale om tilfældig variation.

Ved omregning af værdierne til mg/kg GT (Glødetab) ses en større variation i referenceområdet. Der er stadig forskel på middelniveauet indenfor mølleparken og i referenceområdet, men bortset fra nikkel (forskul mellem ved møller og reference) er forskellene ikke signifikante (t-test, $p < 0,05$, se Tabel 9). Dette bekræfter at glødetabet forklarer en del af variationen (som beskrevet i afsnit 3.5.2), og dermed også en væsentlig del af forskellen i forhold til referenceområdet. Tilbage står, at der stadig er markant højere middelværdier indenfor mølleparken, samt en generel tendens (for 5 ud af de 7 metaller) til et højere niveau ved møllerne end mellem møllerne. Området mellem møllerne er dog kun repræsenteret af to prøver, så der kan ikke drages entydige konklusioner. Men der er stadig mindre end 1 o/oo sandsynlighed for af tilfældige årsager at opnå et resultat hvor alle 7 tungmetaller viser højere niveau indenfor mølleparken end i referenceområdet, og de 5 tungmetaller samtidig viser højere niveau ved møllerne end mellem møllerne. Samlet set kan værdierne omregnet til mg/kg GT derfor heller ikke bekræfte, at der er tale om tilfældig variation.

Det vurderes at den samlede tendens til forhøjede niveauer af alle tungmetaller (bortset fra kviksølv og tributytin) indenfor mølleparken (mellem møller og ved møller) er signifikant. For de enkelte metaller er forskellen i mg/kg GT kun signifikant for nikkel. Bortset fra bly og kobber er der en stigende tendens fra referenceområdet, via området mellem møllerne og til sediment tæt ved møllerne.



Figur 5 Koncentration af 7 tungmetaller i hh. referenceområde, møllepark (mellem møller) og ved møller, i forhold til dels sedimentets tørstof (TS, figurer t.v.) dels sedimentets glødetab (GT, figurer t.h.).

Den relative forskel mellem de gennemsnitlige værdier i hhv. referenceområdet, mellem møller og ved møller er vist både for koncentrationer baseret på mg/kg TS og på mg /kg GT i Tabel 9. Koncentrationerne

i mg/kg TS er 2 – 8 gange højere indenfor mølleparken (mellem møller og ved møller) i forhold til referenceområdet. Koncentrationerne i mg/kg GT er 1,4 – 3,8 gange højere indenfor mølleparken i forhold til referenceområdet. Glødetabet forklarer dermed en væsentlig del af variationen imellem prøverne, men der er stadig en resterende forhøjelse indenfor mølleparken som ikke forklares af glødetabet.

Tabel 9 Koncentrationer af 7 tungmetaller udtrykt som % af middelværdien i referenceområdet. For områdetyperne mellem møller og ved møller er i parentes angivet sandsynligheden for at middelværdien er lig referenceområdet (Student t-test).

mg/kg TS, % af reference	Reference	Mellem møller	Ved møller
Arsen (As)	100 ± 52	444 ± 283 (p = 0,17)	578 ± 619 (p = 0,11)
Bly (Pb)	100 ± 56	310 ± 188 (p = 0,17)	199 ± 111 (p = 0,09)
Cadmium (Cd)	100 ± 66	298 ± 360 (p = 0,29)	231 ± 177 (p = 0,12)
Chrom (Cr)	100 ± 20	388 ± 295 (p = 0,20)	311 ± 200 (p = 0,06)
Kobber (Cu)	100 ± 122	795 ± 1095 (p = 0,27)	357 ± 411 (p = 0,15)
Nikkel (Ni)	100 ± 21	519 ± 340 (p = 0,17)	506 ± 335 (p = 0,05)
Zink (Zn)	100 ± 35	338 ± 232 (p = 0,19)	310 ± 118 (p = 0,02)
mg/kg GT, % af reference	Reference	Mellem møller	Ved møller
Arsen (As)	100 ± 55	199 ± 111 (p = 0,21)	333 ± 310 (p = 0,11)
Bly (Pb)	100 ± 63	138 ± 73 (p = 0,30)	126 ± 47 (p = 0,26)
Cadmium (Cd)	100 ± 66	136 ± 160 (p = 0,40)	146 ± 85 (p = 0,21)
Chrom (Cr)	100 ± 22	174 ± 121 (p = 0,28)	193 ± 83 (p = 0,05)
Kobber (Cu)	100 ± 113	380 ± 522 (p = 0,29)	340 ± 481 (p = 0,20)
Nikkel (Ni)	100 ± 14	237 ± 137 (p = 0,20)	315 ± 145 (p = 0,03)
Zink (Zn)	100 ± 37	154 ± 94 (p = 0,28)	225 ± 122 (p = 0,07)

3.5.5 Lighed mellem de enkelte prøver

De enkelte prøver er sammenlignet indbyrdes og i forhold til de forskellige områdetyper, henholdsvis reference, mellem møller og ved møller.

Indledningsvist er værdierne for alle tungmetaller normaliserede, dvs. at skalaen er sat til mellem 0 (minimumsværdi) og 1 (maksimumsværdi). Kvadratet på forskellen mellem normaliserede værdier anvendes som udtryk for den relative forskel mellem prøverne for de enkelte metaller. Der er derefter beregnet et lighedsindex som 1 – (den gennemsnitlige relative forskel mellem 2 prøver for alle 7 metaller):

$$L_{p,s} = 1 - \frac{\sum_{t=As,Cr,Cu,Pb,Cd,Ni,Zn} (N_{p,t} - N_{s,t})^2}{7}$$

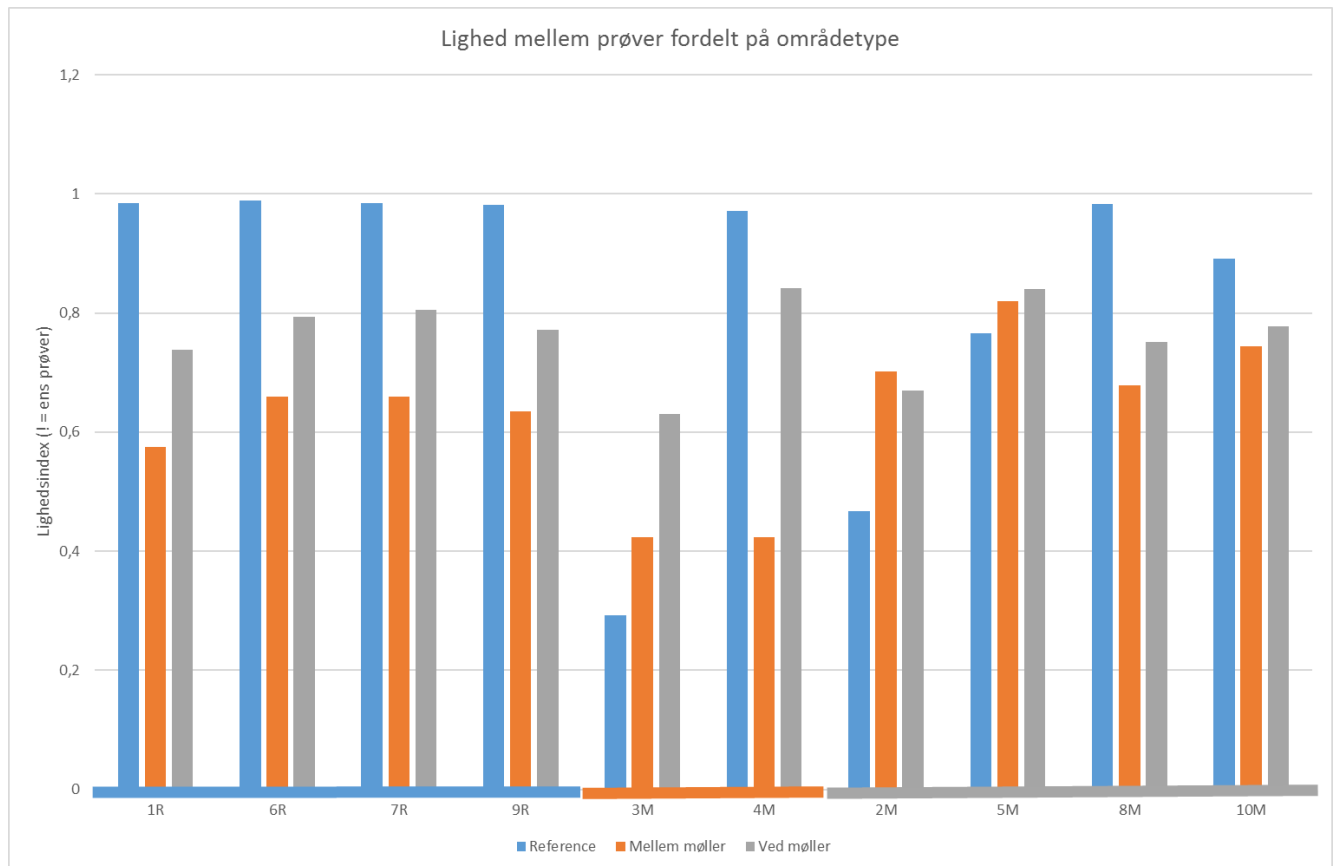
Hvor: $L_{p,s}$ = Lighedsindex mellem prøve p og prøve s
 t = et af de 7 tungmetaller
 $N_{p,t}$ = normaliseret værdi for tungmetal t i prøve p
 $N_{s,t}$ = normaliseret værdi for tungmetal t i prøve s

Lighedsindex på 1 betyder at prøverne er identiske, lighedsindex på 0 betyder at der er for alle metaller er størst mulig forskel mellem prøverne. På Figur 6 er lighedsindexet vist for alle prøver (baseret på mg/kg GT), dels i forhold til de øvrige prøver fra samme områdetype, og dels for de øvrige områdetyper.

Det fremgår, at for de 4 referenceprøver er der større lighed med de øvrige referenceprøver end med prøverne mellem møllerne og ved møllerne. Imidlertid viser både prøve 4M mellem møllerne og prøve 8M ved mølle 2W større lighed med referenceprøverne end med de øvrige prøver fra samme områdetype. De 2 prøver mellem møllerne har større lighed med reference- og mølleprøverne end med den anden prøve fra

samme områdetype. Prøverne ved møllerne har (bortset fra prøve 8M) lidt større lighed med de to prøver mellem møllerne end med de øvrige prøver taget ved møllerne. Kun prøve 2M (ved mølle 5W) har væsentligt mindre lighed med referenceprøverne end med de andre prøver ved møllerne.

Samlet set skiller referenceprøverne sig ud ved større indbyrdes lighed, men 2 af prøverne indenfor mølleparken (prøve 4M mellem møllerne, og prøve 8M ved mølle 2W) har tilsvarende stor lighed med referencegruppen. Umiddelbart bærer 1 af de to prøver taget mellem møllerne (4M), samt 1 af prøverne ved møllerne (8M), ikke præg af et forhøjet niveau af tungmetaller i forhold til referenceområderne.



Figur 6 Lighedsindex for de enkelte prøver i forhold til de 3 område typer der indgår i undersøgelsen

4 Diskussion

På baggrund af problemerne med udtagningen af sedimentprøver tyder meget på, at sedimentationsraten i undersøgelsesområdet er lille og at der kun forekommer sedimentaflejringer spredt og sandsynligtvis kun, hvor der i bathymetrien er fordybninger. Ældre geologisk aflejring af moræneler, sten og grus er dominerende i undersøgelsesområdet og moræneleret ligger højt og er flere steder eksponeret. Der må derfor som udgangspunkt forventes en stor variation i sedimentationsforholdene indenfor området.

Resultaterne af tungmetalanalyserne bekræfter som udgangspunkt antagelsen om, at der ikke forventes belastning med tributyltin og kviksølv.

For de øvrige tungmetaller er variationen i prøverne ikke udtryk for en tilfældig variation, idet der for alle metaller er højere koncentrationer indenfor mølleparken end i referencestationerne. Glødetabet forklarer en del af variationen imellem prøverne, men der er stadig højere værdier indenfor mølleparken i forhold til referenceområdet, og desuden en tendens til at niveauerne er højest ved møllerne. Der er dog også prøver indenfor mølleparken, som ikke viser forhøjede niveauer af tungmetaller.

Variationen imellem prøverne kan ikke afskrives som tilfældig variation, og for nikkel er forskellen målt i mg/kg GT signifikant.

Det vurderes derfor, at der ved undersøgelsen er opfanget et signal om forhøjede niveauer af tungmetaller i mølleparken og ved møllerne, som ikke kan forklares ud fra glødetabet. Der er dog også prøver indenfor mølleparken som ikke viser tegn på forhøjede niveauer i forhold til referenceområdet.

Samlet set kan det ikke afvises, at driften og nedtagningen af Vindeby Havmøllepark lokalt har påvirket sedimentet omkring og mellem møllerne med tungmetaller.

4.1 Potentiel frigivelse af tungmetaller i driftsfasen

Den potentielle frigivelse af tungmetaller som følge af de 25 års drift er blevet vurderet i forbindelse med tilrettelæggelse af undersøgelsesprogrammet, og viste, at det ikke vil være muligt at påvise en effekt på sedimentets indhold af miljøfremmede stoffer, som kan henføres til afgivelse af miljøfremmede stoffer fra Vindeby Havmøllepark. Denne vurdering er gennemgået igen, og sammenholdt med informationer fra Ørsted A/S om driften af havmølleparken. Der har gennem tiden ikke været ret mange udskiftninger af komponenter, og kun reparationer i mindre omfang (primært udskiftning af sliddele). Møllerne har været serviceet to gange årligt. Herudover vurderes hyppigheden af fejl til værende ca. 3,5 gange pr. mølle årligt. Der har i den forbindelse været foretaget almindeligt forekommende reparationer, primært på hydraulik og el systemet. Der har altid kun været anvendt et lille service skib, en tidligere fiskebåd ca. 25 fod ifm. drift og vedligehold. De få større komponent udskiftninger der har været, har været fra en lille pram. Mølletårnenes overflade er jævnligt blevet repareret og bemalet med zinkholdigt maling, men der er ikke oplysninger om mængder. Der er udført flere betonreparationer af revner, men der er ikke viden om de anvendte injektionsmaterialer og dermed ej heller viden om potentielt indhold af miljøfarlige stoffer (NIRAS, 2016a). Det vurderes dog meget usandsynligt, at disse materialer er frigivet til miljøet i et omfang, der kan måles i de omkringliggende sedimenter.

Det blev oprindeligt vurderet, at overfladerne på møller, tårn og rækværk alt i alt rummede ca. 7 kg zink for hele mølleparken, og at selv en total frigivelse af hele dette materiale højst ville resultere i en forhøjet koncentration i sedimentet på ca. 0,04 mg/kg TS.

Ud fra beskrivelsen af driftsperioden kan det ikke afvises, at belastningen med zink har været større end antaget i løbe af driftsperioden, men den vil stadig ikke kunne have haft et niveau som kunne måles i sedimentet, hvor den naturlige baggrundsværdi af zink omkring tidspunktet for etablering af Vindeby Havmøllepark lå på ca. 20 mg/kg TS. Det vurderes samtidig, at der ikke er andre tungmetaller, der i samme omfang som zink har kunnet afgives til miljøet i løbet af driftsperioden.

Samlet set fastholdes vurdering af, at det er meget usandsynligt at driften af Vindeby Havmøllepark har resulteret i påvirkning af sedimentet med tungmetaller eller andre miljøfremmede stoffer. Der er dog ikke foretaget målinger af sedimentet inden nedtagningen af Vindeby Havmøllepark som kan verificere denne vurdering.

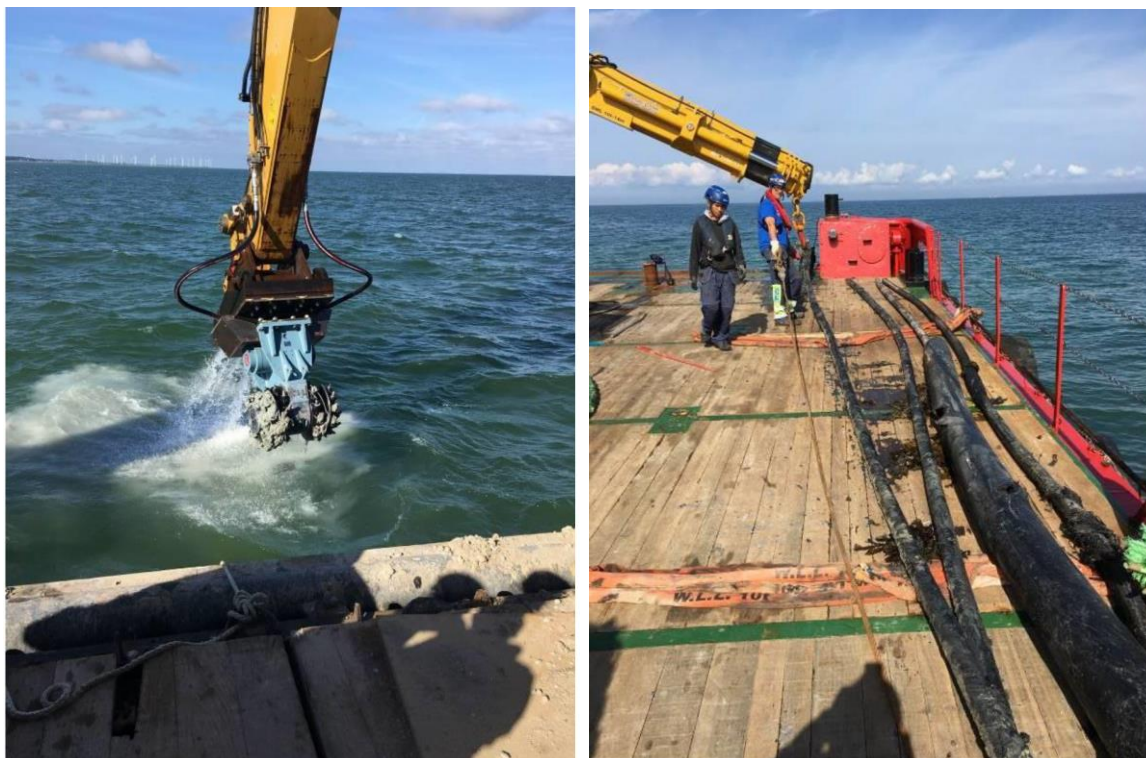
4.2 Potentiel frigivelse af tungmetaller i forbindelse med nedtagning

Forventningen til nedtagningen var, at der var truffet de nødvendige foranstaltninger til sikring af det omliggende miljø mod forurening med miljøfremmede stoffer (Orbicon, 2016). Her er det især fjernelse af fundamenterne, der potentielt kan udgøre en risiko for påvirkning af havmiljøet, idet nedtagning og fjernelse af selve møllerne sker uden at møllerne kommer i kontakt med havmiljøet. Også fjernelse af kablerne, der indeholder kobber og bly, kan udgøre en potentiel miljømæssig risiko for havmiljøet.

4.2.1 Fjernelse af fundamenter

Udgangspunktet var, at fundamenterne skulle nedbrydes på stedet efter nedtagning af møllerne (DONG Energy, 2016). Der anvendtes primært en hydraulisk betonsaks til nedbrydningen. Nedtagningen påbegyndtes indledningsvis med fjernelse af bådlandingen, hvorefter maling på fundamentstoppen blev afslebet ved hjælp af en betonsliber påmonteret støvudsugning. Afslebet støv blev opsamlet i tætsluttende sække og fragtet til land, hvor det blev bortskaffet som forurenede affald. Herefter blev der hakket hul i selve fundamentstoppen, der blev brudt op, så der var adgang ned til de ballastopfyldte kamre. Der blev herefter foretaget en gennembrydning af fundamentet umiddelbart under vandlinjen så vand kunne trænge ind i fundamentet. Fundamentet var ikke, som oprindeligt ventet, fyldt med sand, men derimod med større sten, som måtte graves op sammen med resten af den nedbrudte beton. Opbrudte dele lastedes på en flydepram og blev fragtet til Nyborg. En hydraulisk betonsaks klippede herefter fundamentet op i transporterbare størrelser, der blev placeret på en flydepram og fragtet til Nyborg. Resterende, tabte stykker blev opsamlet af grab og ligeledes placeret på pram og fragtet til land. Planen var, at fundamentets bundplade skulle brydes i stykker ved hjælp af en hydraulisk hammer (DONG Energy, 2016).

I praksis blev det opdaget, at der på bunden af fundamenterne var støbt ekstra beton formet som en fladtoppet kegle. Derved blev bundpladen op til 2 m tyk på visse steder, hvilket var for tykt til, at den hydrauliske hammer kunne hakke sig igennem. Løsningen var, at anvende et såkaldt fræser værktøj (Drum Cutter), for at raspe den ekstra beton væk indtil den hydrauliske hammer igen kunne bruges som planlagt (Figur 7tv.). Stykkerne, som "Drum Cutteren" raspede af, var af samme fraktion, som når den hydrauliske saks og hammer blev anvendt, så det var kun værktøjet, der var anderledes i en periode (DONG Energy, 2017). Hensigten var at skærvelaget udlagt under fundamentet skulle blive liggende, men i praksis betød opgravning af resterne af bundstykket at skærverne til stor dels også blev taget op (DONG Energy, pers. komm.).



Figur 7 tv.: Betonfræser anvendt til fræsning af fundamenternes bundplader (DONG Energy, 2017). Th. opskæring af søkabler i ca. 20 m stumper, som placeredes på dækket (DONG Energy, 2017).

I alt er fjernet 11.675 tons materialer ved nedtagning af fundamentene (beton og ballast) (DONG Energy, 2017). Fundamentene vejer mellem 366 og 559 tons (), dvs. i alt ca. 5.000 tons. Hertil kommer de ekstra betonkegler på bundpladen. Skønsmæssigt kan disse have bidraget med op mod yderligere 1.000 tons. Det vurderes at der i forbindelse med fræsning og opbrydning af fundamentene er sket et betydeligt spild, og betonstykker mindre end ca. 5 cm opsamles ikke af skovlen. Ved de biologiske undersøgelser blev der konstateret betonrester ved flere af de tidligere fundamenter (Naturfocus, pers. komm.). Det skønnes, at et spild på 3 %, svarende til ca. 200 tons, ikke er urealistisk.

Indholdet af 6 tungmetaller er blevet målt i betonens topplade på mølle 5E (NIRAS, 2016b og Tabel 10 nedenfor). I oplægget til undersøgelsesprogrammet angiver NIRAS, at 10-15 % af cementen er erstattet af flyveaske svarende til ca. 20 kg flyveaske pr. m³ beton (NIRAS, 2016a). Flyveasken kan indeholde tungmetaller i varierende mængder. Spørgsmålet er om toppladen er repræsentativ for fundamentet mht. indhold af flyveaske, da toppladen skal holde til de meget store belastninger fra tårn og mølle. I Tabel 10 er medtaget erfaringstal for koncentrationer i beton baseret på et indhold af flyveaske på 15%. Der målte værdier fra Vindeby ligger noget under hvad der erfaringsmæssigt måles i beton

På baggrund af målingerne af betonen og et spild på 3 % er den potentielle mængde tungmetal, der er frigivet til omgivelserne, beregnet. For Arsen er beregningen baseret på de generelle erfaringstal fra Miljøstyrelsen, mens den aktuelle måling fra Vindeby er anvendt for de øvrige metaller. Der er foretaget et simpelt skøn over hvor stor mængde tungmetal der er sedimenteret 28 m fra fundamentet, hvor indholdet af tungmetaller er målt (se Tabel 10). Skønnet er baseret på en simpel beregning med ensartet sedimentation i alle retninger. Endvidere er antaget at en konstant andel af spildet er sedimenteret pr. m's afstand fra fundamentet, hvilket kan være en rimelig tilnærmelse under forudsætning af en jævn kornstørrelsesfordeling af spildet (alle fraktioner udgør samme andel af totalvægten), ensartet strømhastighed og konstant vanddybde. I Tabel 10 er anvendt en antagelse om 2% tilbageholdelse pr m, svarende til at de grove fraktioner sedimenterer med 10 cm/s (5 m vanddybde) indenfor den første m fra fundamentet ved en strømhastighed på 1 m/s.

I praksis vil alle de nævnte forudsætninger naturligvis ikke være opfyldt, men modellen afspejler en forventning om, at mængden af sedimenteret materiale er størst nærmest kilden (dvs. de tidligere fundamentsplaceringer), og at de største fraktioner udsedimenteres først (nærmest fundamentet).

Det beregnede skøn over tilført mængde tungmetal pr m² 28 m fra fundamentet er sammenlignet med den målte forøgelse på stationerne nærmest møllerne (den del der ikke kan forklares af glødetabet jf. Tabel 9 nederste del) under antagelse af at denne er koncentreret i de øverste 5 cm, se Tabel 10. Det fremgår, at skønnet kan forklare mellem 16 og 100 % af den målte forøgelse (mindst for kobber og cadmium). Der er mange usikkerheder forbundet med denne sammenligning:

- Spildet fra fundamentet kan være større eller mindre end 3 %. Hvis det meste spild antages at stamme fra fræsning af betonkeglen, svarer dette til at ca. 20 % er spildt ved fræsning af denne. Spildet kan endvidere være forskelligt fra det ene fundament til det næste.
- Koncentrationen af tungmetaller i betonen kan variere, især kan betonen i den kegleformede forhøjning af bundpladen (hvorfra det største spild forventes) have en ringere kvalitet med større indhold af flyveaske. Skønnet er baseret på de aktuelt målte værdier fra Vindeby, som generelt ligger noget under generelle erfaringstal for beton.
- Sedimentationen er i praksis ikke jævnt fordelt i alle retninger rundt om fundamentet, idet den lokale påvirkning vil være afhængig af de lokale strøm- og sedimentationsforhold. Koncentrationerne kan være væsentligt større i den fremherskende strømretning (og i sedimentationsområder) end det i Tabel 10 angivne skøn (og væsentligt mindre i andre retninger). Endvidere har området en meget inhomogen sedimentsammensætning, som bl.a. vanskeliggjorde prøvetagning, og der vil derfor lokalt være stor variation i aflejringsforhold og sedimentsammensætning.
- Der er usikkerhed i de målte forøgelser af tungmetal, som er baseret på 4 prøver, hvoraf kun de 3 viste forhøjede værdier.
- Forøgelsen af tungmetal er ikke nødvendigvis begrænset til de øverste 5 cm, især på lavere vanddybde kan være en betydelig opblanding af sedimentets øverste lag grundet bølgepåvirkning ved kraftig vind.

Til trods for disse usikkerheder illustrerer sammenligningen at spild fra fjernelse af fundamentene kan forklare de målte forhøjelser af tungmetaller i sedimentet. For cadmium og kobber er forklaringsgraden dog relativ lav, dvs. at der her kan være andre forklaringer. For begge metaller var forhøjelsen ved møllerne ikke signifikant (Se Tabel 9 og Figur 5), og der kan derfor være tale om naturlig variation. Dog ligger målingen for både kobber og cadmium i betonen ved Vindeby meget langt under de generelle erfaringstal, så en anden mulighed er at indholdet i det spildte materiale reelt er højere. Endelig er der for kobbers vedkommende en mulighed for, at optagningen af søkablerne har bidraget med belastning (se nedenfor).

De ovennævnte forhold betyder at der i praksis kan forventes en stor geografisk variation, og dermed store forskelle de målte forhøjelser imellem stationerne indenfor mølleparken. Dette kan være en forklaring på, at der ikke måles forhøjede værdier af tungmetaller med station 8 ved mølle 2W, samt at der er forhøjede værdier af tungmetaller på station 3 mellem møllerne, men ikke på den relativt nærliggende station 4.

Tabel 10 Skøn over spildt og sedimenteret mængde tungmetal fra nedtagning af betonfundamenter, og sammenligning med de målte forøgelser af tungmetal på stationerne 28 m fra fundamenternes bundplade. Endvidere hvor stor en procentdel af den målte forøgelse der kan forklares ud fra skøn.

	Målt i beton, generelle erfaringstal (Miljøstyrelsen 2015)	Målt i beton fra Vindeby fundament (NIRAS 2016b)	Mængder i beton i alt	Spild 3 %	Skønnet forøgelse pr m ² 1 m fra fundamentet (antagelse om 2 % nettosedimentation pr m)	Skønnet forøgelse pr m ² 28 m fra fundamentet (antagelse om 2 % nettosedimentation pr m)	Målt forøgelse pr m ² i 5 cm top lag 28 m fra fundamentet	% der kan forklares af skøn over spild
	mg/kg	mg/kg	kg	kg	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	
Arsen (As)	17	(ikke målt)	102	3,06	0,0013915	0,0001660	0,000105	100
Bly (Pb)	13	9	54	1,62	0,0007367	0,0000879	0,000030	100
Cadmium (Cd)	0,74	0,06	0,36	0,01	0,0000045	0,0000005	0,000003	19
Chrom(Cr)	28	11	66	1,98	0,0009004	0,0001074	0,000096	100
Kobber (Cu)	70	15	90	2,7	0,0012278	0,0001465	0,000888	16
Nikkel (Ni)	26	9	54	1,62	0,0007367	0,0000879	0,000170	52
Zink (Zn)	93	54	324	9,72	0,0044200	0,0005274	0,000499	100

I Tabel 10 er endvidere angivet de skønnede koncentrationer tættest på fundamentet ud fra samme simple beregningsmodel som antaget ovenfor. De skønnede koncentrationer pr. m² er ca. 8 gange højere 1 m fra fundamentet i forhold til de ca. 28 m fra fundamentet hvor målingerne er foretaget. Der er naturligvis også stor usikkerhed forbundet med dette skøn, men det illustrerer at koncentrationerne i sedimentet tættere på fundamentet sagtens kan være væsentligt højere end de målte koncentrationer. Af Tabel 7 frem-

går, at de målte niveauer ved møllerne for arsen, krom, bly, nikkel og zink stadig ligger 8 – 10 gange under det nedre aktionsniveau, så det er usandsynligt at koncentrationerne tæt ved fundamenterne er forhøjet til et niveau der er væsentligt højere end det nedre aktionsniveau. For cadmium og kobber ligger de målte koncentrationer ved møllerne tættere, men dog stadig væsentligt under, det nedre aktionsniveau. For disse to tungmetaller vil en 8 – 10 gange forhøjelse af niveauet målt 28 m fra møllerne indebære en væsentlig overskridelse af det nedre aktionsniveau, og for kobber er der en risiko for overskridelse af det øvre aktionsniveau, hvor der kan forventes væsentlige miljømæssige effekter. Imidlertid er der som nævnt indikationer på, at koncentrationerne af cadmium og kobber skyldes andre forhold end betonspild, hvorfor det er mindre sandsynligt at disse tungmetaller vil udvise væsentligt forhøjede koncentrationer tæt ved fundamentet.

Alt i alt vurderes at det ikke er sandsynligt, at der lokalt ved fundamenterne vil være koncentrationer, der vil have væsentlige miljømæssige effekter.

4.2.2 Fjernelse af søkabler

Mht. søkabler blev disse trukket direkte op fra havbunden fra en slæbebåd via et spil på dæk, og blev skåret i mindre stykker á ca. 20 m ombord på båden (DONG Energy, 2017). Det kan ikke afvises, at der i den forbindelse er tabt splinter af kobber på havbunden. Målingerne af kobber synes at være dårligt korrelerede til de øvrige tungmetaller, hvilket som tidligere nævnt kan skyldes at det ikke er samme kilde til de målte forøgelse af kobber som for de øvrige tungmetaller. Spild af kobber synes endvidere i mindre omfang end for de øvrige metaller at kunne forklares af spild fra fundamenterne (Tabel 10). Hertil kommer, at netop station 3, som er placeret ovenpå et tidligere kabeltrace hvor søkablerne blev trukket op (se Figur 7th.), viser kraftigt forhøjet niveau af kobber i overfladeprøven, men ikke i den lidt dybere prøve fra samme station.

5 Konklusion

For 2 tungmetaller, kviksølv og tributyltin, blev der ikke fundet målbare koncentrationer i sedimentet, og der er ikke formodning om, at drift og nedtagning af mølleparken vil kunne belaste miljøet med disse metaller. For de øvrige 7 tungmetaller (arsen, cadmium, krom, kobber, bly, nikkel og zink) har det mod forventning vist sig, at koncentrationerne i sedimentet omkring Vindeby Havmøllepark ikke udviser tilfældig variation. Undersøgelsen indikerer, at der er forhøjede koncentrationer af de 7 tungmetaller i sedimentet indenfor mølleparken, såvel mellem møllerne som ved møllerne. Det samlede variationsmønster for de 7 tungmetaller samlet er signifikant. For de enkelte tungmetaller er nikkel signifikant forhøjet i sedimentet ved møllerne i forhold til referencen.

De forhøjede koncentrationer af tungmetaller tæt ved møllerne kan forklares ved spild af betonstøv og -partikler i forbindelse med fjernelse af fundamenter, hvor anvendelse af en betonfræser kan have medført et større spild end oprindeligt forventet. En måling af indholdet af tungmetaller i beton bekræfter, at betonspild kan have medført en påvirkning omkring fundamenterne, som kan forklare de målte forhøjelser 28 m fra kanten af de tidligere fundament. For cadmium og kobber kan der dog være andre forklaringer, herunder naturlig variation (især cadmium) eller bidrag fra opskæring af søkabler (kobber). Endvidere kan den geografiske variation i områdets sediment- og strømforhold forklare at der lokalt er forhøjede målinger lokalt i større afstand mellem møllerne indenfor mølleparken, samt at enkelte prøver ved møllerne ikke viser tegn på belastning.

Endvidere indikerer undersøgelsen at optagningen og opskæring af kabler kan have medført en kraftig lokal belastning med kobber langs de tidligere kabeltracéer.

Belastningen som er målt 28 m fra de tidligere fundamenter har medført en forøgelse på 1,4 – 3,8 gange af koncentrationen af tungmetaller i sedimentets overflade. Imidlertid er der risiko for at koncentrationsforøgelsen er væsentligt højere tættere på fundamentet.

Undersøgelsen har et begrænset omfang, og har ikke været designet til at kortlægge udbredelsen af en lokal påvirkning omkring fundamenterne, og der er en betydelig usikkerhed i fastlæggelse af påvirkningens størrelse og udbredelse. Men det vurderes, at undersøgelsen med stor sikkerhed har påvist en forøgelse af sedimentets indhold af tungmetallerne arsen, bly, krom, nikkel og zink omkring fundamenterne og lokalt i mølleparken, som kan tilskrives fjernelse af fundamenter. Det kan ikke udelukkes at fjernelse af fundamenterne også har medført en påvirkning med cadmium og kobber. Endvidere indikerer undersøgelsen at optagningen af kabler kan have medført en betydelig lokal belastning med kobber, men dette er primært baseret på 1 prøve og konklusionen er derfor mere usikker.

I enkelte prøver overstiger koncentrationen af kobber det nedre aktionsniveau som af Miljøstyrelsen er fastsat for, hvornår havbundmateriale kan anses for at udgøre en miljømæssig risiko. Bortset herfra er de målte niveauer af tungmetaller indenfor og omkring mølleparken lavt, og på niveau med eller under det oprindelige baggrundsniveau for uforurenede havbundsmateriale i det tidligere Storstrøms amt på det tidspunkt hvor mølleparken blev etableret. Selv om koncentrationerne tættere på de tidligere fundamenter kan være væsentligt højere forventes de ikke at nå op på et niveau, der udgør en væsentlig miljømæssig risiko.

Samlet set vurderes at der er konstateret en lokal forurening omkring de tidligere fundamenter, men at den ikke har et omfang der udgør en væsentlig miljømæssig risiko.

6 Referencer

- Boutrup, S. (red.), Fauser, P., Thomsen, M., Dahlöff, I., Larsen, M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W., Munk, L.M. (2006): Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 140 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 585. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.
- Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsck, W., Ernstsen, V., Ellermann, T. & Bossi, R. (2015): Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 242 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142 <http://dce2.au.dk/pub/SR142.pdf>
- Butera, S., Astrup, T. F., & Christensen, T. H. (2015) Environmental Impacts Assessment of Recycling of Construction and Demolition Waste. Technical University of Denmark, DTU Environment http://orbit.dtu.dk/files/105561874/Stefania_Butera_PhD_thesis_WWW_Version.pdf
- DCE, 2013, Teknisk anvisning TA_M24, Miljøfarlige stoffer i sediment
- DONG Energy (2016): Nedtagingsplan for Vindeby Havmøllepark, Final - Update Okt. 2016
- DONG Energy (2017): VNB Decom – Afrapportering af Vindeby Havmøllepark nedtagning.
- Miljøministeriet (2005): Organiske miljøfremmede stoffer og tungmetaller i havsedimenter, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 32 2005
- Miljøministeriet (2008): Vejledning fra By- og Landskabsstyrelsen, Dumpning af optaget havbundsmateriale – klapning, VEJ nr 9702 af 20/10/2008
- Miljøstyrelsen (2015): Forurenende stoffer i beton og tegl. ISBN nr. 978-87-93352-99-5
- Mühlberg, Karsten (2004): Corrosion protection for windmills on-shore and offshore; Journal of Protective Coatings and Linings 21(4):30-35
- NIRAS (2016a): Assistance i forbindelse med dekommissionering af vindeby havvindmøllepark – forslag til undersøgelse af miljøfarlige stoffer. Notat til DONG Energy
- NIRAS (2016b): Vindeby offshore wind farm - Mapping of environmentally harmful substances in regards to decommissioning, April 2016. https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/bilag_1_kortlaegning_og_analyse_af_miljoefarlige_stoffer_vindeby_2.pdf
- Orbicon (2016): Vindeby Havmøllepark, Miljøvurdering for nedtagning af Vindeby Havmøllepark, 03- 10- 2016.
- Water Consult (1994): Erfaringer fra udarbejdelse af 5 årig klapplan for Storstrøms amt. Rapport til Skov- og Naturstyrelsen.

BILAG: ANALYSERAPPORT FRA ALD



ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

MOE A/S
Buddingevej 272
2860 Søborg
Att.: Nemanja Milosevic

Udskrevet: 28-11-2017
Version: 1
Modtaget: 14-11-2017
Påbegyndt: 14-11-2017
Ordrenr.: 417985

Sagsnavn: 1007088
Lokalitet: Vindeby Havmøllepark
Udtaget: 19-10-2017 - 08-11-2017
Prøvetype: Sediment
Prøvetager: Rekv./Christian B. Hvidt
Kunde: Københavns Lufthavne A/S, BOX 74, Lufthavnsboulevarden 6, 2770 Kastrup

Prøvenr.:	168965/17	168966/17	168967/17	168968/17	168969/17		
Prøve ID:	SED 1 - DR	SED 1 - RF	SED 2 - DR	SED 3 - DR	SED 3 - RF		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Tørstofindhold	82.2	86.2	88.5	86.1	86.2	%	DS 204:1980
Glødetab af total prøve	0.4	0.4	0.7	0.9	1.0	%	DS 204:1980
Arsen, As	0.6	0.5	6.6	2.9	2.4	mg/kg TS	DS259+ICP
Bly, Pb	<1	2	4	5	5	mg/kg TS	DS259+ICP
Cadmium, Cd	<0.05	<0.05	0.20	0.32	0.20	mg/kg TS	DS259+ICP
Chrom (total), Cr	0.73	0.8	5.5	6.1	5.5	mg/kg TS	DS259+ICP
Kobber, Cu	3.9	1.2	3.1	58	4.4	mg/kg TS	DS259+ICP
Kviksølv, Hg	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	mg/kg TS	DS 259,MOD+hyd
Nikkel, Ni	0.6	1.2	7.2	6	6.3	mg/kg TS	DS259+ICP
Zink, Zn	2.5	4.5	16	20	19	mg/kg TS	DS259+ICP
Organotinforbindelser, TBT						-	ISO 23161:2011 GC-ICP-SFMS
Tributyltin, TBT-Sn	*2	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	µg Sn/kg TS	ISO 23161:2011 Beregning
Tributyltin-cation	*2	<1	<1	<1	<1	µg/kg TS	ISO 23161:2011 GC-ICP-SFMS

side 1 af 2

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger
Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
#: Ikke akkrediteret i.p.: Ikke påvist
<: mindre end >: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER



ALS Denmark A/S
 Bakkegårdsvej 406 A
 DK-3050 Humlebæk
 Telefon: +45 4925 0770
 www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	168970/17	168971/17	168972/17	168973/17	168974/17		
Prøve ID:	SED 4 - DR	SED 5 - DR	SED 6 - DR	SED 6 - REF	SED 7 - DR		
Kommentar	*1	*1	*1	*1	*1		
Parameter						Enhed	Metode
Tørstofindhold	84.5	79.3	79.2	81.2	81.7	%	DS 204:1980
Glødetab af total prøve	0.8	0.8	0.5	0.3	0.4	%	DS 204:1980
Arsen, As	1.1	2.4	<0.5	<0.5	0.7	mg/kg TS	DS259+ICP
Bly, Pb	2	2	1	1	1	mg/kg TS	DS259+ICP
Cadmium, Cd	<0.05	0.24	0.08	0.08	0.1	mg/kg TS	DS259+ICP
Chrom (total), Cr	1.8	4.3	1.1	0.8	1.2	mg/kg TS	DS259+ICP
Kobber, Cu	0.7	15	10	0.8	<0.4	mg/kg TS	DS259+ICP
Kviksølv, Hg	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	mg/kg TS	DS 259,MOD+hyd
Nikkel, Ni	2.2	5	1	0.73	0.8	mg/kg TS	DS259+ICP
Zink, Zn	6.9	13	4.2	5.0	5.8	mg/kg TS	DS259+ICP
Organotinforbindelser, TBT						-	ISO 23161:2011 GC-ICP-SFMS
Tributyltin, TBT-Sn	*2	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	µg Sn/kg TS	ISO 23161:2011 Beregning
Tributyltin-cation	*2	<1	<1	<1	<1	µg/kg TS	ISO 23161:2011 GC-ICP-SFMS
Prøvenr.:	168975/17	168976/17	168977/17				
Prøve ID:	SED 8 - DR	SED 9 - DR	SED 10 - DR				
Kommentar	*1	*1	*1				
Parameter				Enhed	Metode		
Tørstofindhold	88.3	77.8	81.5	%	DS 204:1980		
Glødetab af total prøve	0.5	0.4	0.4	%	DS 204:1980		
Arsen, As	0.7	<0.5	0.7	mg/kg TS	DS259+ICP		
Bly, Pb	2	2	1	mg/kg TS	DS259+ICP		
Cadmium, Cd	<0.05	<0.05	0.07	mg/kg TS	DS259+ICP		
Chrom (total), Cr	1.3	1.1	1.6	mg/kg TS	DS259+ICP		
Kobber, Cu	0.7	0.7	34	mg/kg TS	DS259+ICP		
Kviksølv, Hg	<0.01	<0.01	<0.01	mg/kg TS	DS 259,MOD+hyd		
Nikkel, Ni	1.6	0.77	2	mg/kg TS	DS259+ICP		
Zink, Zn	5.6	3.4	15	mg/kg TS	DS259+ICP		
Organotinforbindelser, TBT				-	ISO 23161:2011 GC-ICP-SFMS		
Tributyltin, TBT-Sn	*2	<0.41	<0.41	µg Sn/kg TS	ISO 23161:2011 Beregning		
Tributyltin-cation	*2	<1	<1	µg/kg TS	ISO 23161:2011 GC-ICP-SFMS		
Kommentar							

*1 Ingen kommentar

*2 Underleverandør: ALS Scandinavia AB, SWEDAC 2030

Camilla Højsted

side 2 af 2

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for de(n) analyserede prøve(r).
 Analyserapporten må kun gengives i sin helhed, medmindre skriftlig godkendelse foreligger
 Oplysninger om målesikkerhed findes på www.alsglobal.dk

Tegnforklaring:
 #: Ikke akkrediteret i.p.: Ikke påvist
 <: mindre end >: Større end

RIGHT SOLUTIONS | RIGHT PARTNER