

Näringsämnen och metaller i sediment och blåmusslor från Hanöbukten

En analys av marin miljöpåverkan från massabruk

ELVIRA KÄLLBERG 2023
MVEM14 EXAMENSARBETE FÖR
MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Näringsämnen och metaller i sediment och blåmusslor från Hanöbukten

En analys av marin miljöpåverkan från massabruk

Elvira Källberg

2023



LUNDS
UNIVERSITET

Elvira Källberg

MVEM12 Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Huvudhandledare: Helena L. Filipsson, Geologiska institutionen, Lunds universitet

Biträdande handledare: Josefine Larsson, Marint centrum Simrishamn

Omslagsbild: Massabruket Södra Cell Mörrum, foto: Elvira Källberg

CEC - Centrum för miljö- och klimatvetenskap

Lunds universitet

Lund 2023

Abstract

The pulp industry is important for creating sustainable paper products and for the Swedish economy. However, the industry has historically polluted marine environments through its emissions. This study aims to analyse the effects of the pulp mill Södra Cell Mörrum on the marine recipient Hanö Bay in the southern Baltic Sea. The study focuses on effects of nutrients and metals on sediments and blue mussels (*Mytilus edulis trossulus*).

Sampling of sediments and blue mussels was conducted in two shallow bays: one in connection to the pulp mill and one adjacent to the first bay. The sediments were analysed for organic carbon, inorganic carbon and nitrogen using capsule method in combination with element analysis. Both the sediments and the mussels were analysed for phosphorus, arsenic, cadmium, copper, nickel, lead, and zinc using inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES).

The study shows high levels of cadmium and copper in the sediments, as well as high levels of cadmium in the mussels. The growth of the mussels is significantly higher in the bay closest to the pulp mill, and the bay further away has significantly higher concentrations of organic carbon, nitrogen, cadmium, copper, nickel, and lead in the sediments as well as phosphorus in the mussels.

The study concludes that the geological and hydrographical conditions make pollutions from several sources accumulate in the two analysed bays. Based on these analyses no conclusive results regarding the effects of the pulp mill can be drawn. Future studies may include an increased number of bays to better be able to find different patterns caused by the outlet, longer sediment cores for better historical perspectives, additional organisms, and water and mussels by the outlet from Södra Cell Mörrum.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Pappersprodukter är en självklar del av vår vardag. Under en vanlig morgon är många av oss i kontakt med såväl toalettpapper som pappersförpackningar och papperstidningar innan vi ens har hunnit lämna hemmet. Dessutom sker en utveckling mot att ersätta plastprodukter med pappersmaterial för att göra dem mer hållbara. Men hur tillverkas egentligen pappret? Och hur påverkar tillverkningen miljön?

I Sverige tillverkas papper framför allt av träd. I stora fabriker som kallas massabruk flisas träden sönder, innan de kokas och bildar en pappersmassa. Av pappersmassan tillverkas olika pappersprodukter. I den här studien har miljöpåverkan från massabruket Södra Cell Mörrum i Blekinge i studerats. Studien har fokuserat på hur avloppsvattnet från massabrukets tillverkningsprocess påverkar miljön i havsvikar i nära anslutning till massabruket.



Hur påverkar massabruket Södra Cell Mörrum miljön i havet?

Massabruket Södra Cell Mörrum renar sitt avloppsvatten i ett reningsverk i anslutning till industrin. Därefter släpps avloppsvattnet ut i havet via en lång tub. Historiskt sett har svenska massabruk använt stora mängder kemikalier och reningen av avloppsvatten har varit bristfällig. Det har påverkat havets ekosystem negativt. Den här studien har undersökt hur botten sediment och blåmusslor i havet utanför massabruket Södra Cell Mörrum påverkas av nutida utsläpp av avloppsvatten. Studien har analyserat hur mycket metaller och näringsämnen som finns i sedimenten och i blåmusslorna.

Studiens visar att det finns höga halter av metallerna kadmium och koppar i sedimenten, samt att det finns höga halter av kadmium i blåmusslorna. De vikar som har analyserats fungerar som uppsamlingsplatser för föroreningar. De ämnen som har detekterats där kommer från olika föroreningar runt om i Hanöbukten och har potential att påverka ekosystemet i havet. I framtiden bör dock fler studier göras för att skapa en tydligare bild av föroreningsituationen i havet i närheten av massabruket Södra Cell Mörrum och för att bättre kunna sortera ut hur olika föroreningskällor

bidrar till situationen. Framtida studier skulle exempelvis kunna innefatta analyser av havsvatten och musslor nära utsläppspunkten för avloppsvatten från massabruket, eller studera äldre sediment från tiden när utsläppen från massabruket var betydligt större.

Sammanfattningsvis visar den här studien att havsbotten och blåmusslor i de två analyserade havsvikarna är påverkade av en mängd olika mänskliga aktiviteter. Det är viktigt att miljöns föroreningsstatus övervakas även i fortsättningen och att utsläpp av föroreningar i havet minskar. Havet är ett livsviktigt ekosystem, som ger oss människor mycket. Det ger oss möjlighet att fiska, bada, och återhämta oss. Vem vill inte kunna njuta av vackra sommarkvällar med svalkande dopp i ett friskt hav även i framtiden?

Innehållsförteckning

Abstract.....	3
Populärvetenskaplig sammanfattning	5
Innehållsförteckning	7
1. Inledning	11
1.1 <i>Hanöbukten – en värdefull men hotad livsmiljö</i>	11
1.2 <i>Massaindustrin och dess miljöpåverkan</i>	13
1.3 <i>Syfte och frågeställningar.....</i>	15
1.4 <i>Avgränsningar</i>	15
2. Metod	17
2.1 <i>Fältprovtagning</i>	17
2.2 <i>Beredning av sedimentprover.....</i>	18
2.3 <i>Beredning av musselprover</i>	19
2.4 <i>Kol- och kväveanalys av sediment.....</i>	19
2.5 <i>Metall- och fosforanalys av sediment och musslor.....</i>	19
2.6 <i>Statistisk analys</i>	20
2.6.1 <i>Statistisk analys av resultaten för sedimentproverna</i>	20
2.6.2 <i>Statistisk analys av resultaten för blåmusselproverna</i>	21
2.7 <i>Etisk reflektion över metoden</i>	21
3. Resultat.....	23
3.1 <i>Temperatur och salinitetsmätningar.....</i>	23
3.2 <i>Sedimentens egenskaper</i>	23

3.3	<i>Organiskt kol, kväve och C_{org}/N-kvot i sediment</i>	24
3.4	<i>Fosforhalter i sediment</i>	27
3.5	<i>Metallhalter i sediment</i>	28
3.6	<i>Storleksanalys av blåmuslor</i>	33
3.7	<i>Fosforhalter i blåmuslor</i>	35
3.8	<i>Metallhalter i blåmuslor</i>	35
4.	Diskussion	37
4.1	<i>Kolhalter i sediment</i>	37
4.2	<i>C_{org}/N-kvoter i sediment</i>	38
4.3	<i>Näringsämnen i sediment och blåmuslor</i>	39
4.3.1	<i>Möjliga källor till näringsämnen</i>	40
4.4	<i>Metallhalter i sediment och tänkbara källor till metaller</i>	41
4.5	<i>Metallhalter i sediment i relation till jämförelsevärden</i>	42
4.6	<i>Metallhalter i muslor i relation till jämförelsevärden</i>	44
4.7	<i>Storleksanalys av blåmuslor</i>	47
4.8	<i>Resultatets miljövetenskapliga relevans</i>	48
4.9	<i>Resultatets samhällsrelevans</i>	49
4.10	<i>Etiskt perspektiv på resultatet</i>	51
4.11	<i>Metoddiskussion och framtida studier</i>	52
4.11.1	<i>Utveckling av sedimentprovtagning</i>	53
4.11.2	<i>Utveckling av musselprovtagning</i>	54
	Slutsats	55
	Tack	57
	Referenser	59
	Bilaga 1 – Analysvärden för kol och kväve	69
	Bilaga 2 – Naturvårdsverkets jämförelsevärden för metaller i sediment	71
	Bilaga 3 – Jämförelser för nickel, bly och zink i sediment	73

1. Inledning

Pappersmassaindustrin är en viktig industri i Sverige och globalt, men har genom historien bidragit till föroreningsproblematik i marina miljöer, genom utsläpp av exempelvis metaller, organiskt material och klorerade organiska föroreningar (Asteman, et al., 2015; Dahlberg, et al., 2020; Jonsson, et al., 1993; Verta, et al., 2009). Sedan år 1962 släpper två massabruk ut avloppsvatten i Hanöbukten: Södra Cell Mörrum och Nymölla bruk, Bromölla (figur 1) (Hallberg, 2002; Södra, u.å.). Den här studien syftar till att öka förståelsen för massabrukens bidrag till föroreningssituationen i Hanöbukten, genom provtagning och analys av metaller och näringsämnen i bottensediment och blåmusslor (*Mytilus edulis trossulus*).

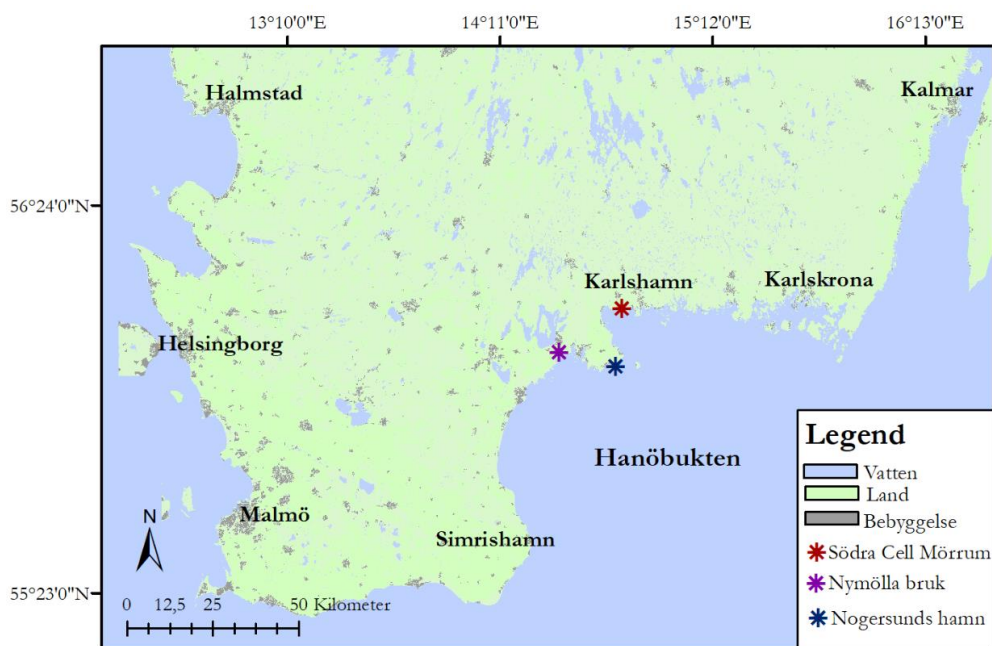
1.1 Hanöbukten – en värdefull men hotad livsmiljö

Östersjön är ett unikt brackvatten-innanhav med stor sötvattenstillförsel från land (Rodhe & Winsor, 2002). Sötvattenstillförseln skapar en salthaltsgradient med avtagande salthalt norrut, från cirka 18 i Öresund till 1 i norra Bottenviken (HELCOM, u.å.). Förutom en horisontell salthaltsgradient finns även vertikala gradienter i vattenmassan. Salthalten är permanent högre i bottenvattnet och en haloklin återfinns i vattenmassan, medan temperaturen relativt sett är lägre i bottenvattnet under sommarhalvåret, vilket skapar en termoklin som hindrar omblandning av vattenmassan (Conley et al., 2002; Dargahi et al., 2017; Gustafsson & Omstedt, 2009). Det bräckt vattnet skapar en stress för individer, eftersom de behöver osmoreglera för att bibehålla cellfunktioner. Relativt få arter har kunnat anpassa sig till detta och etablera sig i Östersjön. Därmed bär ett antal nyckelarter upp viktiga ekosystemfunktioner i innanhavet (Johannesson et al., 2011; Ojaveer et al., 2010). Eftersom det finns få arter som kan ersätta en förlorad ekosystemfunktion är Östersjön extra känsligt för stress. Den mänskliga påverkan på innanhavet är samtidigt stor, med en hög befolkningstäthet i avrinningsområdet och många mynnande vattendrag i Östersjön (Svendsen et al., 2021).

I sydvästra delen av Östersjön, vid östra Skåne och Blekinge, ligger Hanöbukten (figur 1). Bukten är recipient för flera vattendrag, där de största är Mörrumsån, Helge å och Verkeån (Svedäng, et al., 2018). Hanöbukten karaktäriseras av höga koncentrationer näringsämnen och vattenvårdsförbundet för västra

Hanöbukten klassade buktens status som otillfredsställande med avseende på näringsämnen år 2021 (Tobiasson et al., 2022). Syrehalterna i bottenvattnen har lokalt uppvisat mycket låga nivåer även om de över lag är betydligt högre (Tobiasson et al., 2022). Hanöbukten präglas också av återkommande uppvällning, när kallt, näringsrikt och ofta syrefattigt bottenvatten ersätter det varmare ytvattnet (Lehmann & Myrberg, 2008). Bukten har en lång kuststräcka med olika livsmiljöer, såsom blåmusselrev, ålgräsängar (*Zostera marina*), sandstränder och hårda bottnar, vilka bidrar till att upprätthålla den biologiska mångfalden (Havs- och vattenmyndigheten, 2013; Länsstyrelsen Blekinge, 2022; Länsstyrelsen Skåne, 2017). Hanöbukten bidrar till viktiga ekosystemtjänster såsom fiske och rekreation (Korpinen et al., 2012; Rönnbäck et al., 2007).

Den mänskliga påverkan på Hanöbukten har historiskt varit stor. Runt år 2010 rapporterade allmänheten om syrefattiga vatten, sårskadad fisk och minskande fiskbestånd i Hanöbukten (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Det inledde flertalet undersökningar om buktens tillstånd (Havs- och vattenmyndigheten, 2013; Josefsson, 2016; Olsson & Ljungberg, 2015; Olsson, et al., 2018). Undersökningarna konstaterade att Hanöbukten påverkas av utsläpp från många olika verksamheter, som släpper ut avloppsvatten direkt i bukten, eller i mynnande vattendrag (Havs- och vattenmyndigheten, 2013; Holm, 2014; Olsson, et al., 2018; Svedäng et al., 2018).



Figur 1. Översiktskarta över Hanöbukten

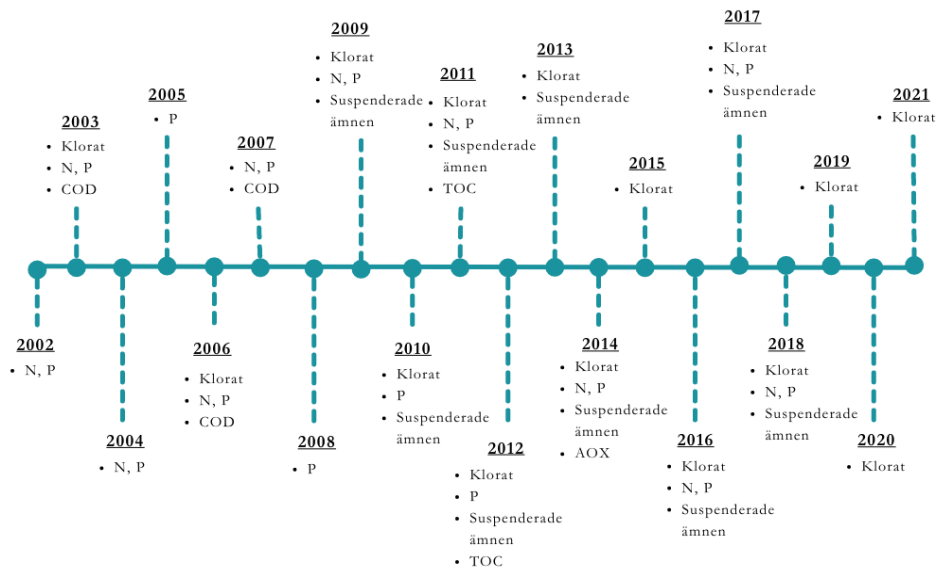
Hanöbukten ligger vid östra Skåne och Blekinge. Vid buktens strand återfinns massabruken Södra Cell Mörrum och Nymölla Bruk. Karta modifierad av Elvira Källberg, Terrängkartan © Lantmäteriet, hämtad 2023-03-10.

1.2 Massaindustrin och dess miljöpåverkan

Massaindustrin tillverkar pappersmassa av trä och återbrukat material (Bajpai, 2017). Flera industritekniker används och processen kan vara huvudsakligen mekanisk eller kemisk (Bajpai, 2017). Generellt utgörs processen av fyra steg: avbarkning och flisning; massaframställning, tvätt och blekning (Bajpai, 2017).

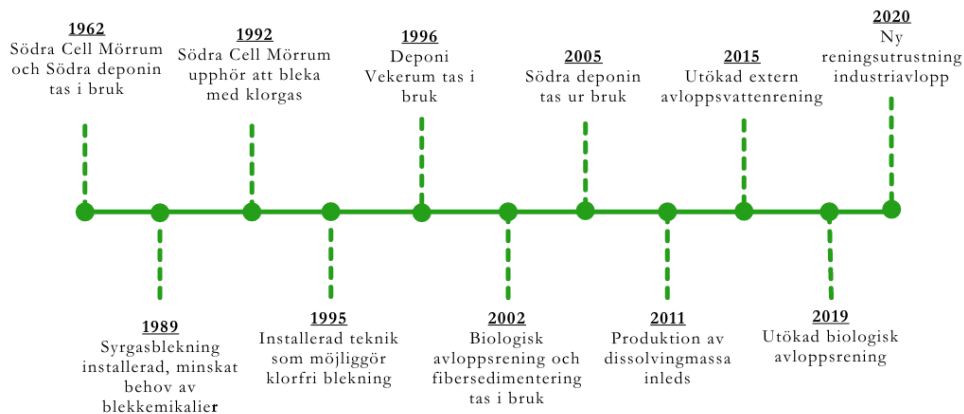
Massabruket Södra Cell Mörrum har sedan år 1962 producerat pappersmassa vid Mörrumsån delta (Havs- och vattenmyndigheten, 2013; Södra, u.å.). Massabruket tillverkar årligen runt 300 000 ton pappersmassa av barrved och 170 000 ton textilmassa av lövved och återbrukade textilier (Södra, u.å.). Södra Cell Mörrum är en sulfatmassafabrik med egen avloppsrening och egna deponier (Södra, 2021a). Massabruket tar råvatten till industriprocessen från Mörrumsån och släpper ut avloppsvatten i Hanöbukten (Södra, 2021a). Industriprocessen i Mörrum är uppdelad i åtta steg: flisning, kokeri, försileri, tvätt, syrgasblekning, blekeri, eftersileri och torkmaskin (Södra, 2021a). Avloppsreningen sker på skilda sätt för olika typer av vatten (Södra 2021a). Avloppsvatten från blekeri, vedtvätt och barktvätt samt lakvatten från massabrukets deponier genomgår biologisk rening, biosedimentering och skivfilter (Södra, 2021a). Fiberförande avlopp renas genom fibersedimentering och skivfilter (Södra, 2021a). Alkaliskt avlopp, surt avlopp och dagvattenavlopp renas via lamelledimentering, polymerflockning och skivfilter, medan kylvattnet sedimenterar i en bräddningsbassäng (Södra, 2021a). Södra Cell Mörrum har tillstånd att släppa ut en viss mängd av olika ämnen i Hanöbukten via avloppsvattnet (Södra, 2021a). Dessa tillstånd överskrids dock ibland (figur 2). Såväl industriprocessen som avloppsreningen i Södra Cell Mörrum har sedan starten 1962 genomgått en del förändringar (figur 3).

Kunskapen om påverkan från massabruket på Hanöbukten är såväl polariserad som bristfällig (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Miljöorganisationer har larmat om förödande påverkan, men orsakerna till larmen är inte klarlagda (Moreno, 2018). Sveriges geologiska undersökning (SGU) har sammanställt föroreningsdata för Hanöbukten och det finns en aktiv recipientkontroll (Josefsson, 2016; Tobiasson, et al., 2022). Forskning om hur miljöstörande faktorer påverkar ekosystemet i Hanöbukten har gjorts och ekotoxikologiska effekter av avloppsvatten från massabruk har studerats för olika organismer och platser (Dahlberg et al., 2021; Kautsky, 1992; Manriquez et al., 2013; Ratia et al., 2014; Svedäng, et al., 2018; Theodorakis et al., 2006; Tyor et al., 2012; Wikström et al., 2007). Metaller har visats lakas ut ur träråvaran vid massatillverkning och kan därmed släppas ut i massabrukens recipienter och påverka dem (Nurmesniemi et al., 2005). Dock är det oklart hur Södra Cell Mörrum påverkar Hanöbukten (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Här kan den här studien bidra.



Figur 2. Överskridna riktvärden Södra Cell Mörrum

Massabruket Södra Cell Mörrum har vid återkommande tillfällen överskridit gällande riktvärden för utsläpp av ämnen i avloppsvatten. Riktvärdena är som följer: klorat = 0,3 mg/l i månadsmedelvärde, adsorberbara organiska halogener (AOX, främst klor) = 70 ton per år, suspenderade ämnen = 10 mg/l i månadsmedelvärde, totalt organiskt kol (TOC) till recipient = 3800 ton/år, fosfor (P) till recipient = 14 ton/år, kväve (N) till recipient = 130 ton/år, syreförbrukande ämnen (COD) = 25 ton/dygn. Riktvärdet för COD har ersatts av riktvärdet för TOC och gäller inte längre. Figur skapad av Elvira Källberg enligt information från Södras miljörapporter (Karlsson, 2002, 2003; Södra, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019a, 2020a, 2021a).



Figur 3. Tidslinje Södra Cell Mörrum

Förändringar i industriprocessen, avloppsreningen och deponeringen vid Södra Cell Mörrum har skett sedan starten år 1962. Informationen är hämtad från Södra Cell Mörrums miljörapporter samt Mörrums bruks jubileumsbok (Nylén, 1995; Södra, 2020, 2019, 2015, 2011, 2005, 2002, 1996, u.ä; Wieger 2002).

1.3 Syfte och frågeställningar

Detta examensarbete syftar till att göra inledande analyser av hur massabruket Södra Cell Mörrum påverkar miljön i Hanöbukten. Fokus är att utreda vilken påverkan utsläpp av avloppsvatten från massabruket har på Hanöbuktens bottensediment och blåmusslor (*Mytilus edulis trossulus*). Syftet uppfylls genom att besvara följande frågeställningar:

- Vilken påverkan har utsläpp av avloppsvatten från massabruket Södra Cell Mörrum på halterna av metaller (As, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn) och näringsämnen (C, N, P) i bottensediment i recipienten Hanöbukten?
- Vilken påverkan har utsläpp av avloppsvatten från massabruket Södra Cell Mörrum på vikt och storlek hos blåmusslor i recipienten Hanöbukten?
- Vilken påverkan har utsläpp av avloppsvatten från massabruket Södra Cell Mörrum på halterna av metaller (As, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn) och näringsämnen (P) i blåmusslor i recipienten Hanöbukten?

1.4 Avgränsningar

Massabruket Södra Cell Mörrum valdes ut som fokusområde, även om utsläpp i Hanöbukten även sker från Nymölla bruk. Inom ramen för projektet var det möjligt att undersöka ett massabruk och att utsläppspunkten för avloppsvatten från Södra Cell Mörrum var mest lättillgänglig.

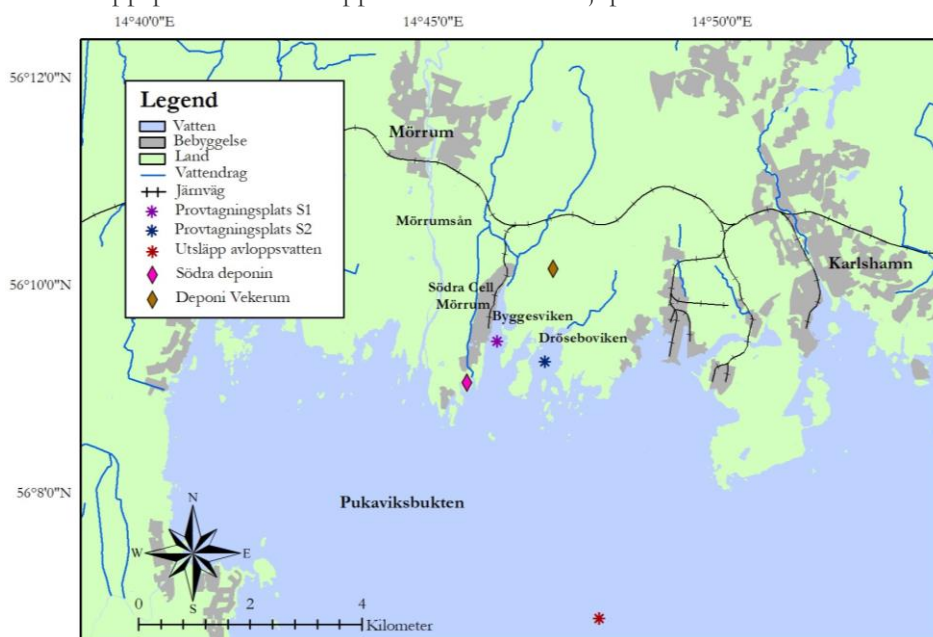
Föroreningar från massabruk ackumuleras i sediment och biota (marina organismer), vilket ger en samlad bild av föroreningssituationen under en tidsperiod, medan vattenprover ger enbart en ögonblicksbild av föroreningssituationen vid provtagningstillfället (Dahlberg et al., 2021). Därmed valdes sediment och blåmusslor som studieobjekt inom projektet. Blåmusslan är en art med god etablering i området och fungerar bra som biomarkör eftersom den är en fastsittande, bioackumulerande filtrerare som kan indikera på föroreningar (Schøyen et al., 2017; Tobiasson, 2022).

Analysen är valda utifrån kriterierna att de är väletablerade med avseende på teknik, men även inom miljöövervakning i området (Tobiasson et al., 2021; Josefsson, 2016). De kan genomföras inom Lunds universitet och är därmed kostnadseffektiva.

2. Metod

2.1 Fältprovtagning

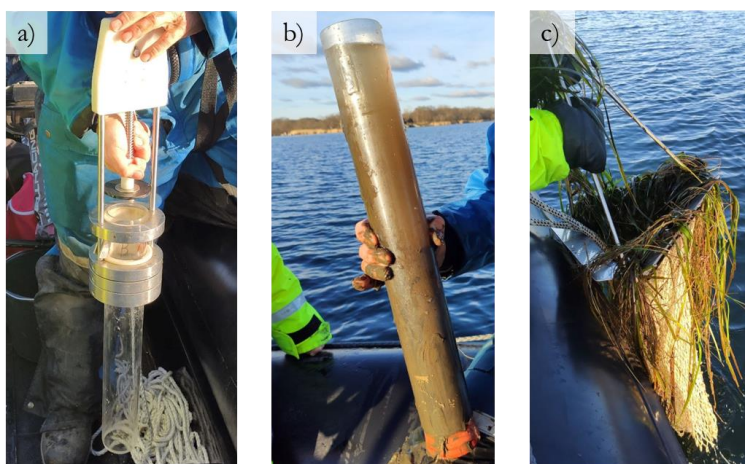
Fältarbetet utgick från hamnen i Nogersund (N 56°00,280' E 014°44,240') i Sölvesborgs kommun, Blekinge län (figur 1). Provtagningen utfördes från en ribbåt i Byggesviken utanför Södra Cell Mörrum (S1) (N 56°09,463' E 14°46,156'), samt i den närbelägna Dröseboviken (S2) (N 56°09,269' E 014°46,966') (figur 4). Vid utsläppspunkten för avloppsvatten från Södra Cell Mörrum (N 56° 06' 45,0678" E 14° 47' 50.1144") uppmättes vattentemperatur och konduktivitet (och därmed salthalt). Vattendjupet vid S1 var cirka 3,4 meter och vattendjupet vid S2 var 3,3 till 3,5 meter. Vid utsläppspunkten för avloppsvatten var vattendjupet cirka 20 meter.



Figur 4. Karta över provtagningsplatsen

Den här studiens provtagningspunkter ligger i Byggesviken respektive Dröseboviken i nordvästra delen av Hanöbukten. Här återfinns även massabruket Södra Cell Mörrum, dess aktiva deponi (Deponi Vekerum), dess nedlagda deponi (Södra deponin), samt Mörrumsåns mynning. Utsläppspunkten för avloppsvatten ligger några kilometer ut i bukten. Karta modifierad av Elvira Källberg, Terrängkartan © Lantmäteriet, hämtad 2023-03-10.

Fältarbetet genomfördes den 27:e januari 2023. Tryck, temperatur och konduktivitet (och därmed salthalt) i vattenkolumnen uppmättes med en CTD-sond vid utsläppspunkten för avloppsvatten. I Byggesviken (S1) respektive Dröseboviken (S2) togs två sedimentkärnor med hjälp av en Kajakhuggare utrustad med plexiglasrör (figur 5). Vidare togs ett musselprov per provtagningslokal med en musselskrapa bestående av en stålram och en nätkasse (figur 5). Skrapan sänktes ned till botten cirka 100 meter från provtagningsplatsen för sedimenten. Därefter drogs skrapan längs botten tillbaka till provtagningspunkten. Arterna som fanns i provet identifierades och blåmusslor samlades i plastburkar. Musslorna rensades från påväxt och frystes i -20°C fram tills analys. Sedimentkärnorna förvarades i kylrum fram tills analys.



Figur 5. Redskap för provtagning

Provtagning av sediment genomfördes med kajakhuggare (a) med plexiglasrör (b). En musselskrapa (c) användes för att ta musselproverna. Foto: Elvira Källberg

2.2 Beredning av sedimentprover

Beredning av sedimentproverna för analys gjordes på Geologiska institutionen i Lund. Sedimentkärnornas längd mättes innan de skivades i en centimeter tjocka skivor med en sedimentskiktare. I ytskitens prov samlades även vattnet närmast sedimentens ytor. Totalt delades sedimentkärnorna upp i 54 prover. Provernas våtvikt vägdes in på en våg med 0,1 grams noggrannhet. Därefter frystes proverna i -20°C följt av frystorkning i frystorkar av modellen Hetosicc pressure från Heto Lab Equipment, vilka vakuumsförslöts ner till 0,2 mbar. När proverna torkats vägdes deras torrsvikt in på samma våg som våtvikten.

2.3 Beredning av musselprover

Beredning av musselprover för analys gjordes på Geologiska institutionen i Lund. Musslornas längd mättes med ett digitalt skjutmått med 0,01 millimeters noggrannhet. Skalpell användes för att öppna musslorna och köttet plockades ut med en pincett och placerades i en invägd burk. Skalet placerades i en annan burk. Köttet vägdes in på en våg med 0,1 grams noggrannhet. Skalet torkades i sin burk med öppet lock. Musslornas kött polades till prover om drygt två gram våtvikt. Totalt bereddes fem prover från provtagningsplats S1 i Byggesviken och tre prover från provtagningsplats S2 i Dröseboviken. Proverna förvarades i -20°C innan analys.

2.4 Kol- och kväveanalys av sediment

Kol- och kväveanalys genomfördes på Geologiska institutionen i Lund för 37 av de frystorkade sedimentproven. Proven valdes ut för att ge en heltäckande bild av sedimentens djup, med fokus på ytskiktet. Analysmetoden bygger på syratillsats i silverkapslar, i enlighet med Brodie et al. (2011). Invägning för analysen gjordes på en mikrobalansvåg med 0,001 mg noggrannhet. Sedimenten mortlades och därefter vägdes det av respektive sediment in 3–5 mg i silverkapslar och 3–5 mg i tennkapslar. Till silverkapslarna adderades tvåmolarig saltsyra (2M HCl), i syfte att avlägsna eventuella karbonater från sedimenten. Under avsyrringen placerades kapslarna på en värmeplatta med temperaturen 60°C. I omgångar tillsattes totalt 320 µl 2M HCl och 35 µl destillerat vatten i varje kapsel. Vätskan tilläts avdunsta, innan silverkapslarna inneslöts i tennkapslar. Den slutgiltiga analysen av totalt organiskt kol och totalt kväve gjordes med en elementanalysator av märket Costech ECS 4010 Elemental Analyzer. Acetanilid användes för att kalibrera instrumentet och jordstandarder användes för att kontrollera instrumentets precision. Analysresultaten användes för att beräkna mängden organiskt kol och kväve i sedimenten (presenteras i %), samt kvoten mellan ämnena (C_{org}/N).

2.5 Metall- och fosforanalys av sediment och musslor

Metall- och fosforanalys genomfördes för 20 frystorkade sedimentprover samt för alla musselprover. I musselproverna analyserades metall- och fosforhalterna per gram våtvikt, då mängden insamlat material var för litet för att analysera per gram torrsvikt. Sedimentproverna valdes ut för att ge en bild av hela sedimentens djup, med extra fokus på utveckling över tid. Från respektive sedimentprov vägdes två till tre gram

mortlade sediment in på en våg med 0,1 grams noggrannhet. Därefter överlämnades proverna för analys på Biologiska institutionen i Lund. Analys av metaller gjordes i enlighet med den metod för elementanalys som beskrivs av Cabral et al (2021). För varje prov gjordes tre replikat med uppslutning av 0,5 gram material i 10 ml salpetersyra. Uppslutningshastigheten ökades genom att proven kördes i mikrovågsugn i 30 minuter. Efter uppslutningen filtrerades proven och överfördes till 50 ml behållare, vilka fylldes upp med Milli-Q vatten. Analysen gjordes genom emissionsspektrometri med ett analysinstrument av typen induktivt kopplat plasma med optisk emissionsspektrometri (ICP-OES) av modellen Perkin Elmer, Optima 8300. Detektionsgränserna för respektive ämne i analysen var: 0,05 µg/mL (As), 0,003 µg/mL (Cd), 0,08 µg/mL (P), 0,04 µg/mL (Pb), 0,06 µg/mL (Cu), 0,02 µg/mL (Ni) och 0,006 µg/mL (Zn). De våglängder som användes för att mäta emissionsspektrumet var: 188,979 nm (As), 228,802 nm (Cd), 327,393 nm (Cu), 231,604 nm (Ni), 213,617 nm (P), 220,353 nm (Pb) och 206,200 nm (Zn).

2.6 Statistisk analys

Statistiska analyser har genomförts i *IBM SPSS Statistics* samt i *Microsoft Excel 2016*. Signifikansnivån har satts till 0,05 för samtliga statistiska test.

2.6.1 Statistisk analys av resultaten för sedimentproverna

Inledningsvis beräknades medelvärden och standardavvikelser för metallhalter, näringsämneshalter och vattenhalt. Linjära regressionsanalyser gjordes därefter för alla parametrar, för att analysera hur parametrarna varierade med sedimentdjupet.

Dataseten över sedimentens metallhalter, näringsämneshalter samt vattenhalter analyserades för lika varians med hjälp av Levenes test och för standardavvikelse med hjälp av Kolmogorov-Smirnovs test. Detta för att avgöra vilka tester som gick att använda för att analysera skillnader mellan sedimentkärnorna. Majoriteten av dataseten var varken normalfördelade eller hade lika varians, så datan analyserades med icke parametriska tester. Kruskal-Wallis H test användes för att analysera skillnader mellan sedimentkärnorna. För de parametrar där skillnader detekterades gjordes Mann-Whitney U test för att fastslå vilka sedimentkärnor som skiljde sig från varandra.

2.6.2 Statistisk analys av resultaten för blåmusselproverna

Inledningsvis beräknades medelvärde och standardavvikelse för musslornas längd respektive våtvikt, samt för metall- och fosforhalterna i musslorna. Därefter analyserades dataseten för musslornas längd respektive våtvikt med Kolmogorov-Smirnov test för normalfördelning, för att fastslå vilka statistiska test som gick att använda för att analysera skillnader mellan de båda provtagningslokalerna.

Eftersom testen visade att dataseten inte var normalfördelade gjordes ett Mann-Whitney U-test för att undersöka om medianerna för musslornas längd respektive våtvikt skilde sig mellan de två provtagningspunkterna. För metall- samt fosforhalterna i musslorna gjordes inget test av normalfördelning eftersom antalet prover var litet ($n=5$ respektive $n=3$). Jämförelser mellan provtagningspunkt S1 och S2 med hjälp av icke parametriska Mann-Whitney U test.

2.7 Etisk reflektion över metoden

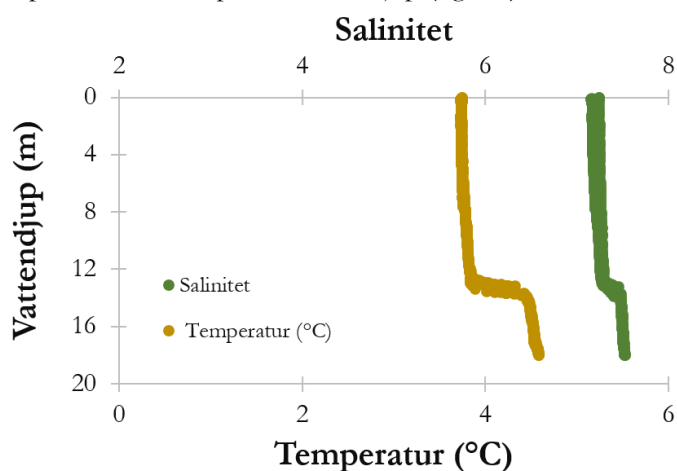
Projektet använder sig av blåmusslor, vilket innebär en typ av djurförsök. Enligt 7 kap 1 § Djurskyddsförordningen (SFS 2022:1466) krävs inget tillstånd för försök på blåmusslor och enligt 7 kap 6 § Djurskyddsförordningen krävs inte någon ansökan om etiskt godkännande hos Jordbruksverket. Projektet säkerställer att inget onödigt lidande åsamkas blåmusslorna, samt att inte fler musslor än nödvändigt kommer till skada. För att uppnå projektets syfte och bidra till kunskap som kan förbättra levnadsförhållandena för flora och fauna anses det dock nödvändigt att försök görs på blåmusslor.

Projektet tar fram data som kan vara känsliga. Detekterade föroreningsnivåer kan vid snabb tolkning kopplas till Södra Cell Mörrum. Projektet genomförs objektivt, för att undvika att felaktiga slutsatser dras kring bidrag till föroreningshalter. Det är dock viktigt att projektet genomförs, eftersom det i nuläget förs en polariserad diskussion kring påverkan av utsläpp från massabruk i Hanöbukten (Moreno, 2018). Uppmätta föroreningshalter kan nyansera den diskussionen.

3. Resultat

3.1 Temperatur och salinitetsmätningar

Mätningarna av temperatur och salinitet i vattenkolumnen vid avloppsvattnets utlopp visade relativt homogena förhållanden. Över det totala vattendjupet varierade temperaturen från 3,7 °C till 4,6 °C och saliniteten låg inom spannet 7,2 till 7,5. Vattenmassan hade en svag vertikal skiktning med en svagt utbildad termoklin respektive haloklin på 13 meters djup (figur 6).



Figur 6. Resultat från salinitets och temperaturmätningar

Temperaturen och saliniteten i vattenkolumnen var relativt homogen, med en svag termoklin respektive haloklin vid 13 meters djup.

3.2 Sedimentens egenskaper

Sedimentkärnorna från provtagningsplats S1 i Byggesviken (S1A och S1B) visade statistiskt signifikanta linjära samband mellan vattenhalt och sedimentdjup ($p < 0,05$). I S1A ökade vattenhalten från 56 % i de djupaste sedimenten till 85 % i ytskiktet. I S1B ökade vattenhalten från 47 % i det djupaste sedimentlagret till 97 % i det ytligaste sedimentlagret (figur 7).

Vid genomförandet av analyserna noterades växtdelar från ålgräs (*Zostera Marina*) i sedimentkärnorna från S1. Sedimenten luktade svagt av svavelväte i de djupaste lagren. Sedimentkärna S1B uppfattades som sandig.

Sedimentkärnorna från provtagningsplats S2 i Dröseboviken (S2A och S2B) visade på statistiskt signifikanta linjära samband mellan vattenhalt och sedimentdjup ($p < 0,05$). I sedimentkärna S2A ökade vattenhalten från 82 % i det djupaste sedimentlagret till 96 % i ytskiktet. I sedimentkärna S2B ökade vattenhalten från 80 % i det djupaste sedimentlagret till 97 % i det ytligaste lagret (figur 7).

Sedimentkärnorna från S2 luktade svavelväte. De bedömdes innehålla lera och silt vid analysen och ytsedimenten bestod av lättflyktigt material. Det påträffades blåmusslor, hjärtmusslor (*Cerastoderma edule*), en räka (*Caridea sp.*), en mask och borstnate (*Stuckenia pectinata*) i sedimentkärna S2B. Borstnatens rötter nådde djupt ner i sedimentkärna S2B.

Sedimenten från Byggesviken (S1) har en lägre vattenhalt än sedimenten från Dröseboviken (S2). Skillnaden är statistiskt signifikant för provtagningspunkt S1A i relation till S2A respektive S2B ($p < 0,05$), medan ingen statistiskt fastställd skillnad finns mellan S1B och S2A respektive S2B ($p > 0,05$). Vattenhalten varierar mer med djupet i S1 än i S2 (figur 7).

3.3 Organiskt kol, kväve och C_{org}/N -kvot i sediment

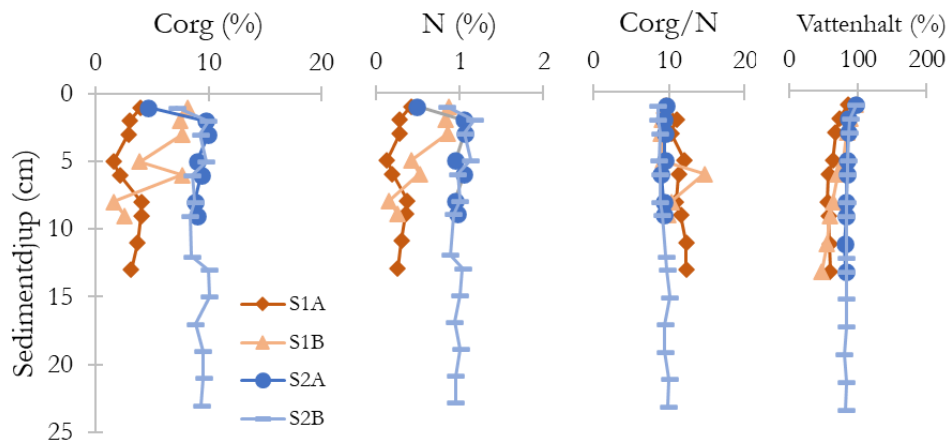
I sedimentkärna S1A var medelhalten organiskt kol (C_{org}) $3,2 \pm 0,9$ %. Medelhalten kväve var $0,3 \pm 0,1$ % och kvoten mellan det organiska kolet och kvävet (C_{org}/N -kvot) var i medeltal $11,3 \pm 0,9$. C_{org}/N -kvoten minskade statistiskt signifikant med minskat sedimentdjup, från 12,3 i de djupaste sedimenten till 9,6 i de ytligaste sedimenten ($p < 0,05$). Varken organiskt kol eller kväve uppvisade någon signifikant trend mot djupet ($p > 0,05$) (figur 7).

I sedimentkärna S1B var medelhalten organiskt kol $5,6 \pm 2,8$ %. Medelhalten kväve var $0,6 \pm 0,3$ % och C_{org}/N -kvoten var i medeltal $10,2 \pm 2,0$. Halterna organiskt kol i sedimentkärna S1B ökade statistiskt signifikant med minskat sedimentdjup, från 2,6 % i de djupaste sedimenten till 8,1 % i ytsedimenten ($p < 0,05$). Även kvävehalten i sedimentkärna S1B ökade statistiskt signifikant med minskat sedimentdjup, från 0,3 % i det djupaste sedimentlagret till 0,9 % i ytskiktet ($p < 0,05$). För C_{org}/N -kvoten i S1B fanns ingen signifikant trend mot djupet ($p > 0,05$) (figur 7).

I sedimentkärna S2A var medelhalten organiskt kol $8,7 \pm 1,8$ %. Medelhalten kväve var $0,9 \pm 0,2$ %. C_{org}/N -kvoten var i medeltal $9,4 \pm 0,2$. Inga signifikanta trender förekom mellan organisk kolhalt, kvävehalt och C_{org}/N -kvot och sedimentdjupet i S2A ($p > 0,05$) (figur 7).

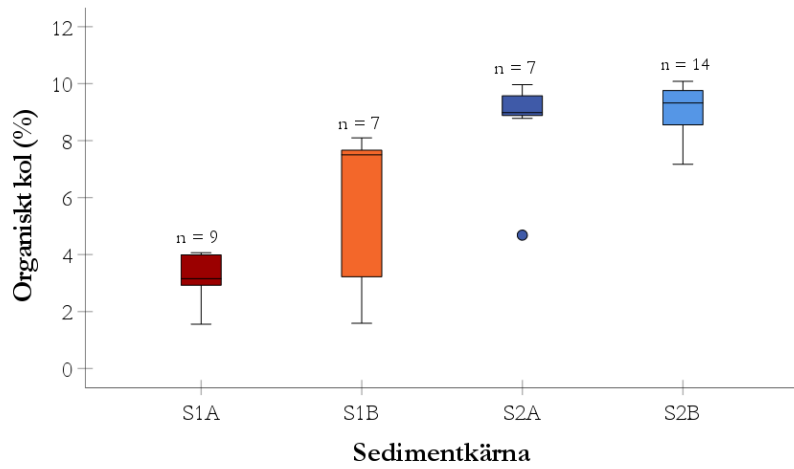
I sedimentkärna S2B var medelhalten organiskt kol $9,1 \pm 0,8$ %. Medelhalten kväve i sedimentkärnan var $1,0 \pm 0,1$ % och C_{org}/N -kvoten var i medeltal $9,3 \pm 0,6$. C_{org}/N -kvoten i sedimentkärnan minskade signifikant med minskat sedimentdjup, från 9,9 i det djupaste sedimentlagret till 8,6 i ytsedimenten ($p < 0,05$). För resterande parametrar förekom inga signifikanta trender med sedimentdjupet i S2B (figur 7).

Halterna organiskt kol och kväve är signifikant högre i de båda sedimentkärnorna tagna i Dröseboviken (S2) än vad de är i sedimentkärnorna S1A och S1B tagna i Byggesviken (S1) ($p < 0,05$) (figur 8 & 9). C_{org}/N -kvoten är signifikant högre i sedimentkärna S1A än i de andra tre sedimentkärnorna ($p < 0,05$) (figur 10). Analysvärden för organiskt kol och kväve återfinns i bilaga 1.



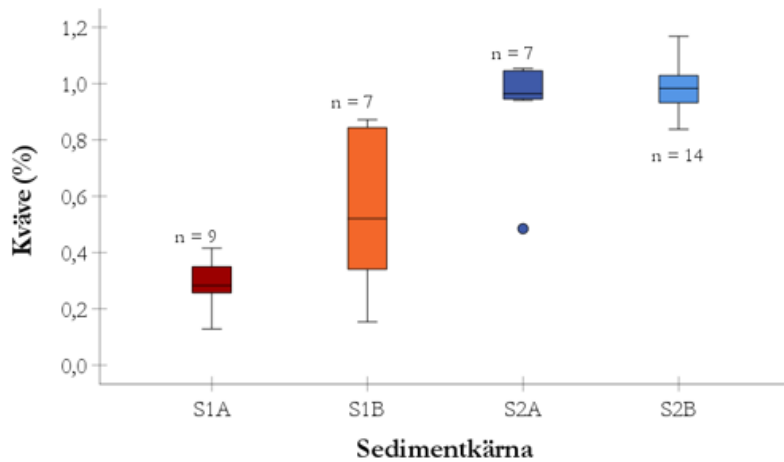
Figur 7. Organiskt kol, kväve, Corg/N-kvot och vattenhalt i sediment

Andelen organiskt kol, andelen kväve, organiskt kol/kväve-kvoten och vattenhalten i sedimenten vid varierar med sedimentdjupet.



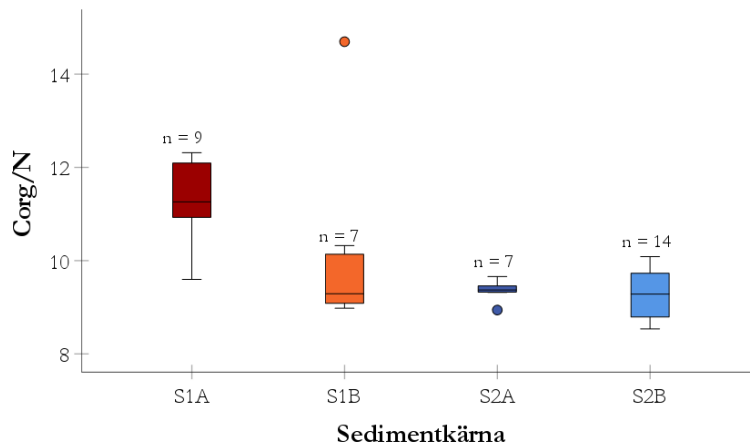
Figur 8. Organiskt kol i sediment

Halterna organiskt kol är signifikant högre i sedimentkärnorna S2A och S2B än vad de är i sedimentkärnorna S1A och S1B ($p < 0,05$).



Figur 9. Kväve i sediment

Halterna kväve är signifikant högre i sedimentkärnorna S2A och S2B, än vad de är i sedimentkärna S1A och S1B ($p < 0,05$). I sedimentkärna S2A markeras ett utstickande värde med en blå prick.



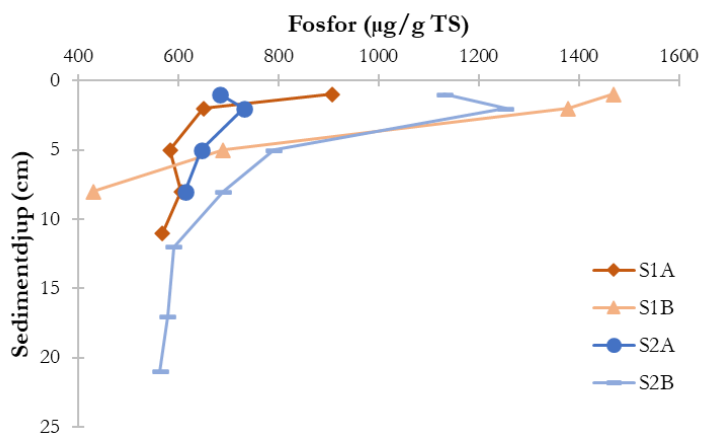
Figur 10. Corg/N-kvot i sediment

Kvoten mellan det organiska kolet och kvävet (Corg/N-kvoten) är signifikant högre i sedimentkärna S1A än vad den är i sedimentkärnorna S1B, S2A och S2B ($p < 0,05$). I sedimentkärna S1B och S2A markeras utstickande värden med prickar.

3.4 Fosforhalter i sediment

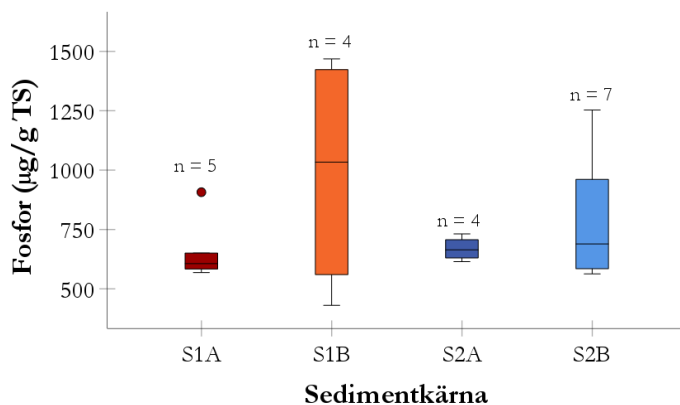
Medelhalten fosfor i sedimentkärna S1A var $663,5 \pm 139,7 \mu\text{g/g}$ torrsubstans (TS) och i sedimentkärna S1B var medelhalten fosfor $991,8 \pm 510,6 \mu\text{g/g}$ TS (tabell 1). I sedimentkärna S1B ökar andelen fosfor linjärt med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$). Ingen signifikant trend mellan fosforhalt och sedimentdjup finns för sedimentkärna S1A (figur 11).

I sedimentkärna S2A var medelhalten fosfor $668,8 \pm 50,3 \mu\text{g/g}$ TS och i sedimentkärna S2B var medelhalten fosfor $799,7 \pm 281,6 \mu\text{g/g}$ TS (tabell 1). I sedimentkärna S2B ökar halten fosfor linjärt med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$) (figur 11). Ingen signifikant trend mellan fosforhalt och djup föreligger i sedimentkärna S2A (tabell 1). Ingen statistiskt signifikant skillnad i fosforhalt mellan provtagningspunkterna S1A, S1B, S2A och S2B föreligger ($p > 0,05$) (figur 12).



Figur 11. Variation i fosforhalter med sedimentdjupet

Fosforhalterna i sedimentkärna S1A har ingen signifikant trend med sedimentdjupet. Fosforhalterna i sedimentkärna S1B ökar signifikant med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$). Sedimentkärna S2A har ingen signifikant trend med sedimentdjupet. I sedimentkärna S2B ökar andelen fosfor signifikant med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$).



Figur 12. Fosfor i sediment

Skillnaderna i fosforhalt mellan de fyra provtagningspunkterna är inte statistiskt signifikanta ($p > 0,05$).

3.5 Metallhalter i sediment

I samtliga sedimentkärnor detekterades kadmium, koppar, nickel, bly och zink. Halterna arsenik var i samtliga provtagningspunkter lägre än analysinstrumentets detektionsgräns på $0,05 \mu\text{g/mL}$ (tabell 1).

I sedimentkärna S1A var medelvärdet för kadmium $1,3 \pm 0,2 \mu\text{g/g}$ TS. Värdet innebär stor avvikelse från Naturvårdsverkets jämförelsevärde (Naturvårdsverket, 1999; tabell 1). De individuella kadmiumhalterna inom S1A har tydlig avvikelse respektive stor avvikelse från jämförvärdet. Medelvärdet för koppar i S1A är $14,2 \pm 4,3 \mu\text{g/g}$ TS, vilket klassas som obetydlig avvikelse från jämförvärdet. Dock klassificeras halterna koppar i de två djupaste proverna i S1A som liten avvikelse från jämförvärdet. Övriga metallhalter i S1A har obetydlig avvikelse från jämförvärdet (tabell 1). Ingen signifikant linjär trend mellan djup och metallhalt påvisas i sedimentkärna S1A ($p > 0,05$) (figur 13).

I sedimentkärna S1B var medelvärdet för kadmium $1,2 \pm 0,3 \mu\text{g/g}$ TS, vilket enligt Naturvårdsverket klassas som stor avvikelse från jämförvärdet. De individuella kadmiumhalterna i sedimentkärna S1B har tydlig respektive stor avvikelse från jämförvärdet. För koppar var medelvärdet i sedimentkärna S1B $16,9 \pm 8,3 \mu\text{g/g}$ TS, vilket innebär liten avvikelse från jämförvärdet. Tre av de individuella kopparhalterna i S1B faller också inom den kategorin. Övriga metallhalter i S1B har obetydlig avvikelse från jämförvärdet (tabell 1). Halterna kadmium, koppar, bly och zink ökade signifikant med minskat sedimentdjup i sedimentkärna S1B ($p < 0,05$) (figur 13). Halterna nickel minskade signifikant med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$) (figur 13).

I sedimentkärna S2A var medelvärdet för kadmium $1,5 \pm 0,1 \mu\text{g/g}$ TS (tabell 1). Detta värde och samtliga individuella kadmiumhalter i S2A, klassas enligt Naturvårdsverket som stor avvikelse från jämförvärdet. Medelhalten koppar i sedimentkärna S2A var $32,0 \pm 2,7 \mu\text{g/g}$ TS (tabell 1). Värdet innebär tydlig avvikelse från jämförvärdet, tillsammans med tre av de individuella halterna. Det sista uppmätta värdet för kopparhalt i S2A har liten avvikelse från jämförvärdet. Övriga metallhalter i S1B klassificeras som obetydlig avvikelse från jämförvärdet (tabell 1). I sedimentkärna S2A förekom ingen signifikant linjär trend mellan djupet och de analyserade metallerna ($p > 0,05$) (figur 14).

I sedimentkärna S2B var medelvärdet för kadmium $1,5 \pm 0,1 \mu\text{g/g}$ TS. Det klassas liksom samtliga uppmätta kadmiumhalter i S2B som stor avvikelse från jämförelsevärdet enligt Naturvårdsverket (tabell 1). Medelhalten för koppar i sedimentkärna S2B var $30,3 \pm 4,9 \mu\text{g/g}$ TS. Detta värde innebär tydlig avvikelse från jämförvärdet liksom för fyra av de individuellt uppmätta halterna koppar (tabell 1). Resterande uppmätta kopparhalter klassificerades som liten avvikelse från jämförvärdet (tabell 1). Övriga metallhalter i S1B klassificeras som obetydlig avvikelse från jämförvärdet (tabell 1). I sedimentkärna S2B minskade halterna koppar och nickel signifikant med avtagande sedimentdjup ($p < 0,05$). Halten zink ökade signifikant med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$). Inga signifikanta linjära trender påvisades för kadmium och bly i sedimentkärna S2B ($p > 0,05$) (figur 14).

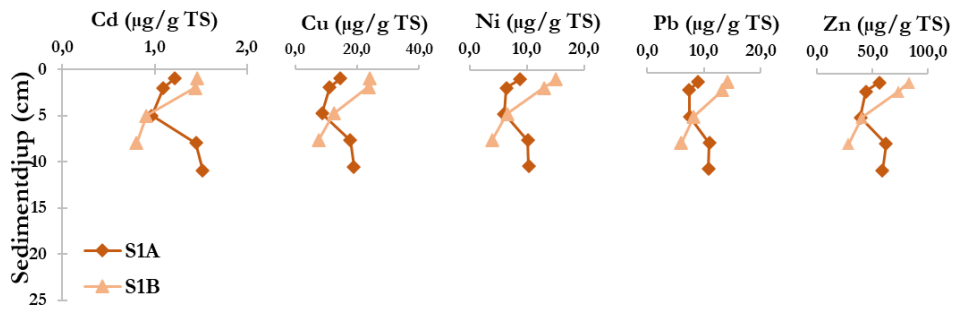
Halterna kadmium i sedimentkärna S1A respektive S1B är signifikant lägre än halterna kadmium i sedimentkärna S2B ($p < 0,05$) (figur 15). Halterna koppar, nickel

och bly är signifikant lägre i sedimentkärna S1A och S1B än vad de är i S2A och S2B ($p < 0,05$) (figur 16, 17 & 18). För zink förekommer inga signifikanta skillnader mellan provtagningspunkterna ($p > 0,05$) (tabell 1).

Tabell 1. Metallhalter i sediment

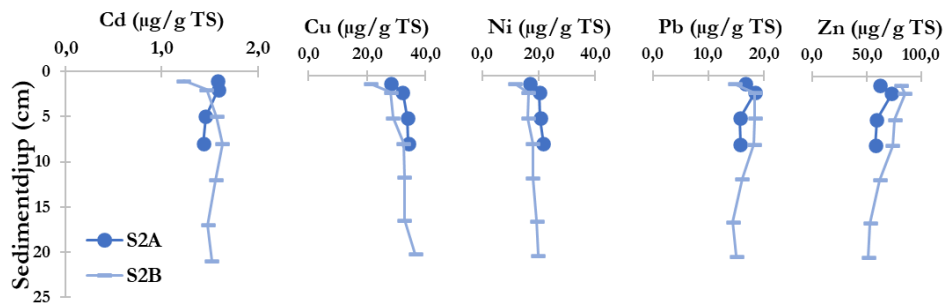
Tabellen anger analysvärden för halter av metaller och fosfor i sediment. Metallhalterna har klassificerats enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav (Naturvårdsverket, 1999) (bilaga 2). Obetydande avvikelser markeras med blått, liten avvikelse med grönt, tydlig avvikelse med gult och stor avvikelse med orange. Inga jämförelsevärden finns för fosfor. Arsenikhalterna var för låga för att kunna detekteras genom använd metod (BDL). I de linjära regressionsanalyserna samt vid jämförelser mellan provtagningspunkter har $p = 0,05$ använts som statistisk signifikansnivå. Mätosäkerheterna anges med enheten procent.

Prov	Arsenik ($\mu\text{g/g}$ TS)	Kadmium ($\mu\text{g/g}$ TS)	Koppar ($\mu\text{g/g}$ TS)	Nickel ($\mu\text{g/g}$ TS)	Fosfor ($\mu\text{g/g}$ TS)	Bly ($\mu\text{g/g}$ TS)	Zink ($\mu\text{g/g}$ TS)
S1A 0-1	BDL	1,2 \pm 4,8	14,6 \pm 0,5	8,8 \pm 1,5	907,2 \pm 0,5	9,0 \pm 6,2	56,1 \pm 0,5
S1A 1-2	BDL	1,1 \pm 0,7	11,1 \pm 0,9	6,4 \pm 3,4	650,9 \pm 0,5	7,4 \pm 14,6	43,9 \pm 0,9
S1A 4-5	BDL	1,0 \pm 7,2	8,7 \pm 0,1	6,0 \pm 0,6	583,9 \pm 1,1	7,4 \pm 3,0	39,1 \pm 0,7
S1A 7-8	BDL	1,5 \pm 4,3	17,8 \pm 0,4	10,1 \pm 2,9	606,5 \pm 0,6	11,0 \pm 6,4	61,9 \pm 0,9
S1A 10-11	BDL	1,5 \pm 4,5	18,9 \pm 1,2	10,3 \pm 2,0	569,0 \pm 1,1	10,8 \pm 5,2	58,6 \pm 1,7
Medelvärde S1A		1,3 \pm 0,2	14,2 \pm 4,3	8,3 \pm 2,0	663,5 \pm 139,7	9,1 \pm 1,7	51,9 \pm 9,9
Linjär trend S1A		Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
S1B 0-1	BDL	1,5 \pm 4,8	24,0 \pm 2,4	15,1 \pm 1,4	1468,4 \pm 1,0	14,1 \pm 1,7	82,7 \pm 1,3
S1B 1-2	BDL	1,4 \pm 4,6	23,7 \pm 1,2	13,0 \pm 1,5	1378,1 \pm 1,5	13,2 \pm 3,9	73,3 \pm 1,6
S1B 4-5	BDL	0,9 \pm 12,9	12,4 \pm 0,2	6,6 \pm 4,8	690,2 \pm 1,5	8,2 \pm 4,9	40,1 \pm 1,6
S1B 7-8	BDL	0,8 \pm 4,0	7,5 \pm 0,0	3,9 \pm 5,4	430,7 \pm 1,1	6,0 \pm 11,3	28,1 \pm 1,7
Medelvärde S1B		1,2 \pm 0,3	16,9 \pm 8,3	9,7 \pm 5,3	991,8 \pm 510,6	10,4 \pm 3,9	56,0 \pm 26,1
Linjär trend S1B		Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
S2A 0-1	BDL	1,6 \pm 2,2	28,2 \pm 0,8	16,9 \pm 1,1	682,5 \pm 0,6	16,7 \pm 4,5	62,5 \pm 0,7
S2A 1-2	BDL	1,6 \pm 5,4	32,1 \pm 1,2	20,2 \pm 3,0	731,7 \pm 1,9	18,3 \pm 2,9	72,9 \pm 2,0
S2A 4-5	BDL	1,5 \pm 1,1	33,7 \pm 0,6	20,6 \pm 1,4	646,6 \pm 1,1	15,6 \pm 0,4	59,0 \pm 0,5
S2A 7-8	BDL	1,4 \pm 3,1	34,0 \pm 1,1	21,7 \pm 1,0	614,5 \pm 0,7	15,7 \pm 6,9	58,1 \pm 1,1
Medelvärde S2A		1,5 \pm 0,1	32,0 \pm 2,7	19,9 \pm 2,1	668,8 \pm 50,3	16,6 \pm 1,3	61,3 \pm 6,8
Linjär trend S2A		Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
S2B 0-1	BDL	1,2 \pm 6,7	21,2 \pm 0,9	11,7 \pm 1,2	1130,9 \pm 0,5	14,7 \pm 10,0	81,4 \pm 0,7
S2B 1-2	BDL	1,5 \pm 7,6	28,1 \pm 1,9	16,3 \pm 1,9	1253,4 \pm 0,8	18,3 \pm 4,1	84,9 \pm 0,9
S2B 4-5	BDL	1,6 \pm 7,3	28,8 \pm 2,3	16,3 \pm 1,8	790,9 \pm 1,4	18,3 \pm 2,0	75,8 \pm 0,9
S2B 7-8	BDL	1,6 \pm 7,4	32,4 \pm 2,0	17,9 \pm 1,1	689,5 \pm 1,6	18,1 \pm 6,8	73,7 \pm 1,5
S2B 11-12	BDL	1,6 \pm 8,0	32,7 \pm 1,5	17,9 \pm 2,7	591,1 \pm 2,2	16,0 \pm 4,8	62,2 \pm 2,6
S2B 16-17	BDL	1,5 \pm 9,9	32,7 \pm 0,8	19,3 \pm 0,7	579,0 \pm 1,5	14,4 \pm 6,2	53,0 \pm 0,6
S2B 20-21	BDL	1,5 \pm 7,2	36,4 \pm 0,8	19,8 \pm 2,5	563,4 \pm 1,4	15,0 \pm 6,0	51,7 \pm 0,9
Medelvärde S2B		1,5 \pm 0,1	30,3 \pm 4,9	17,0 \pm 2,7	799,7 \pm 281,6	16,4 \pm 1,8	69,0 \pm 13,4
Linjär trend S2B		Nej	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja



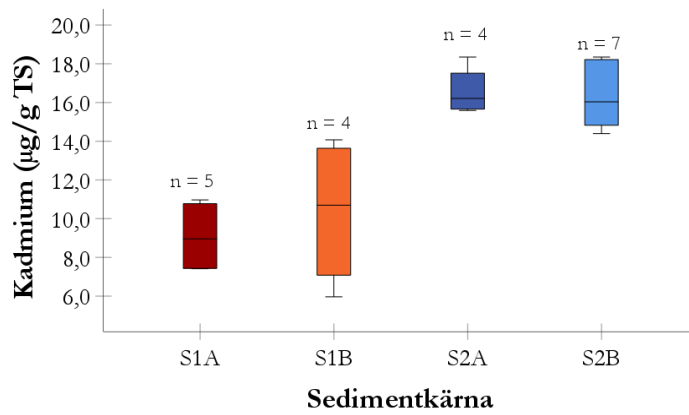
Figur 13. Variation i metallhalter vid S1

Metallhalterna i sedimentkärna S1A varierade med djupet ($p > 0,05$). I sedimentkärna S1B ökade halterna kadmium, koppar, bly och zink signifikant med minskat sedimentdjup, medan halterna nickel minskade signifikant med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$).



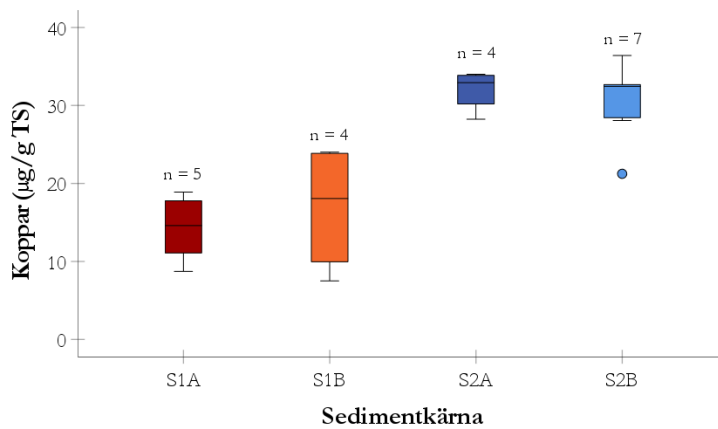
Figur 14. Variation i metallhalter vid S2

I sedimentkärna S2A varierade metallhalterna med djupet ($p > 0,05$). I sedimentkärna S2B minskade halterna koppar och nickel signifikant med minskat sedimentdjup, medan halterna zink ökade signifikant med minskat sedimentdjup ($p < 0,05$). Halterna kadmium och bly varierade med djupet i sedimentkärna S2B ($p > 0,05$).



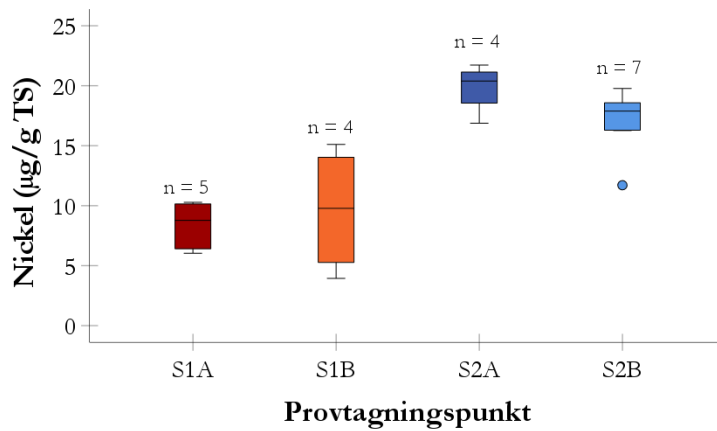
Figur 15. Jämförelser i kadmiumhalter mellan sedimentkärnorna

Halterna kadmium är signifikant högre i provtagningspunkt S2B än vad de är i provtagningspunkt S1A respektive S1B ($p < 0,05$).



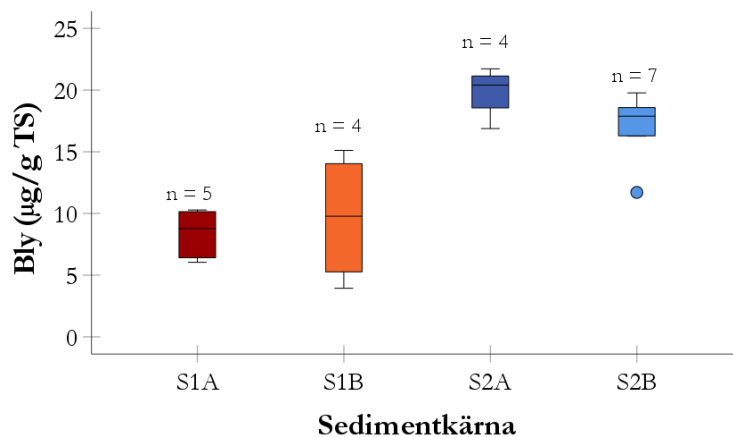
Figur 16. Jämförelser i kopparhalter mellan sedimentkärnorna

Halterna koppar är signifikant högre i provtagningspunkt S2A respektive S2B än vad de är i provtagningspunkt S1A respektive S1B.



Figur 17. Jämförelse i nickelhalter mellan sedimentkärnorna

Halterna nickel är signifikant högre i provtagningspunkt S2A respektive S2B, än vad de är i S1A respektive S1B.



Figur 18. Jämförelse i blyhalter mellan sedimentkärnorna

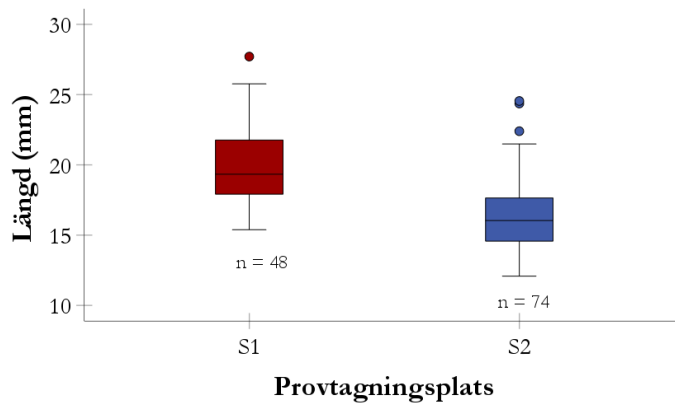
Halterna bly är signifikant högre i provtagningspunkt S2A respektive S2B, än vad de är i S1A respektive S1B.

3.6 Storleksanalys av blåmusslor

De 48 analyserade musslorna från Byggesviken (S1) hade en medellängd på $20,00 \pm 2,91$ millimeter, inkluderat musslornas skal. Vätvikten av musslornas kött vid S1 hade ett medelvärde på $0,24 \pm 0,21$ gram. De 74 analyserade musslorna från Dröseboviken

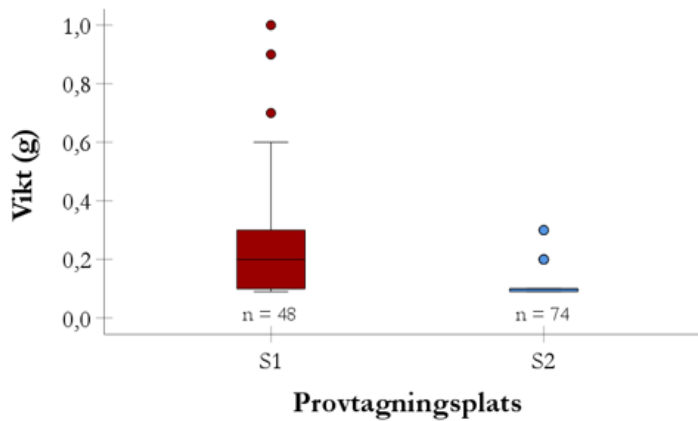
(S2) hade, inkluderat musslornas skal, en medellängd på $16,45 \pm 2,69$ millimeter. Medelvärde för våtvikten av musslornas kött i S2 var $0,11 \pm 0,05$ gram.

Medianlängden för musslorna var signifikant längre för musslorna från S1 än för musslorna från S2 ($p < 0,01$) (figur 19). Likaså var medianvåtvikten för musslorna från S1 signifikant högre än medianvåtvikten för musslorna från S2 ($p < 0,05$) (figur 20).



Figur 19. Blåmusslornas längd

Medianlängden för musslorna från S1 är signifikant längre än medianlängden för musslorna från S2 ($p < 0,05$).

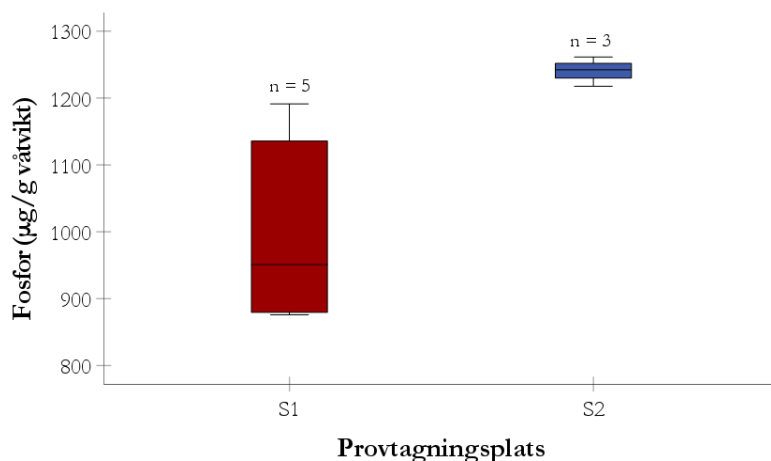


Figur 20. Blåmusslornas vikt

Medianvåtvikten för musslorna från S1 är signifikant högre än medianvåtvikten för musslorna från S2 ($p < 0,05$).

3.7 Fosforhalter i blåmusslor

Medelhalten fosfor i musslorna från Byggesviken (S1) var $1006,77 \pm 147,55 \mu\text{g/g}$ våtvikt. I musslorna från Dröseboviken (S2) var medelhalten fosfor $1240,45 \pm 21,95 \mu\text{g/g}$ våtvikt (tabell 2). De statistiska analyserna visar att halterna fosfor är signifikant högre i musslorna från S2 än i musslorna från S1 ($p = 0,036$) (figur 21).



Figur 21. Fosforhalter i blåmusslor

Fosforhalten är signifikant högre i musslor från S2 än vad den är i musslor från S1 ($p < 0,05$).

3.8 Metallhalter i blåmusslor

I musslorna från Byggesviken (S1) detekterades kadmium, koppar, bly och zink (tabell 2). I två av de fem proverna detekterades även nickel. I resterande tre prover var halterna nickel lägre än analysinstrumentets detektionsgräns på $0,02 \mu\text{g/mL}$. Arsenikhalten (As) i samtliga prover var lägre än analysinstrumentets detektionsgräns på $0,05 \mu\text{g/mL}$.

I musslorna från Dröseboviken (S2) detekterades kadmium, koppar, nickel, bly och zink (tabell 2). Halterna arsenik (As) var lägre än detektionsgränsen på $0,05 \mu\text{g/mL}$ i samtliga prover. Inga signifikanta skillnader gällande metallhalt i musslor mellan S1 och S2 har påvisats (tabell 2).

Tabell 2. Metallhalter i blåmusslor

Tabellen anger analysvärden för halter av metaller och fosfor i blåmusslor. Arsenikhalterna och vissa av nickelhalterna var för låga för att kunna detekteras av analysverktyget (BDL). Vid jämförelser mellan provtagningspunkterna har $p = 0,05$ använts som statistisk signifikansnivå. Analysvärdena för proverna från provtagningspunkt S1 är markerade med rött och analysvärdena för proverna från provtagningsplats S2 är markerade med blått. Mätosäkerheterna anges i enheten procent.

Ämne	Arsenik (µg/g våtvikt)	Kadmium (µg/g våtvikt)	Koppar (µg/g våtvikt)	Nickel (µg/g våtvikt)	Fosfor (µg/g våtvikt)	Bly (µg/g våtvikt)	Zink µg/g våtvikt)
S1-1	BDL	0,4 ± 3,4	1,3 ± 1,7	BDL	876,0 ± 1,1	0,1 ± 303,4	9,0 ± 2,2
S1-2	BDL	0,4 ± 2,6	1,2 ± 2,0	0,1 ± 48,2	951,1 ± 0,7	0,4 ± 54,2	9,8 ± 2,2
S1-3	BDL	0,4 ± 2,8	1,1 ± 1,5	BDL	879,6 ± 1,1	0,2 ± 126,8	11,2 ± 1,3
S1-4	BDL	0,4 ± 8,0	1,4 ± 1,1	BDL	1191,3 ± 0,7	0,5 ± 45,7	13,6 ± 0,8
S1-5	BDL	0,4 ± 0,9	1,4 ± 1,0	0,1 ± 69,1	1135,8 ± 0,5	0,4 ± 72,2	14,7 ± 1,1
Medelvärde S1		0,4 ± 0,0	1,3 ± 0,1		1006,8 ± 147,55	0,3 ± 0,2	11,7 ± 2,4
S2-1	BDL	0,4 ± 3,9	1,4 ± 1,2	0,1 ± 79,3	1261,4 ± 1,2	0,2 ± 119,1	15,2 ± 1,5
S2-2	BDL	0,4 ± 11,9	1,4 ± 1,3	0,0 ± 482,3	1217,6 ± 0,6	0,2 ± 118,9	14,7 ± 1,7
S2-3	BDL	0,4 ± 5,8	1,5 ± 3,5	0,1 ± 111,1	1242,3 ± 0,6	0,7 ± 26,7	14,6 ± 0,3
Medelvärde S2		0,4 ± 0,0	1,8 ± 0,1	0,1 ± 0,0	1240,5 ± 22,0	0,4 ± 0,3	14,8 ± 0,3
Skillnad S1 & S2		Ej signifikant	Ej signifikant		$P < 0,05$	Ej signifikant	Ej signifikant

4. Diskussion

Den här studien är en del i att utvärdera punktkällors påverkan på recipienten Hanöbukten, här med utgångspunkt i massabruket Södra Cell Mörrum. Arbetet har gett ökad kunskap om lokala förutsättningar och föroreningsproblematiken i Hanöbukten. De inledande undersökningarna visade att inga tecken fanns på ackumulation av massafibrer vid utloppspunkten för avloppsvatten från Södra Cell Mörrum och botten visade på material med hög kornstorlek. Det tyder på att utsläpp från massabruket snarare ansamlas i ackumulationsbottnar närmare kusten, eller sprids till andra delar av Hanöbukten (Josefsson, 2016). Utifrån detta genomfördes provtagningar i två grunda vikar med ackumulationsbottnar, som kan ha ansamlat material och föroreningar som härstammar från massabrukets utsläpp, men även från andra källor.

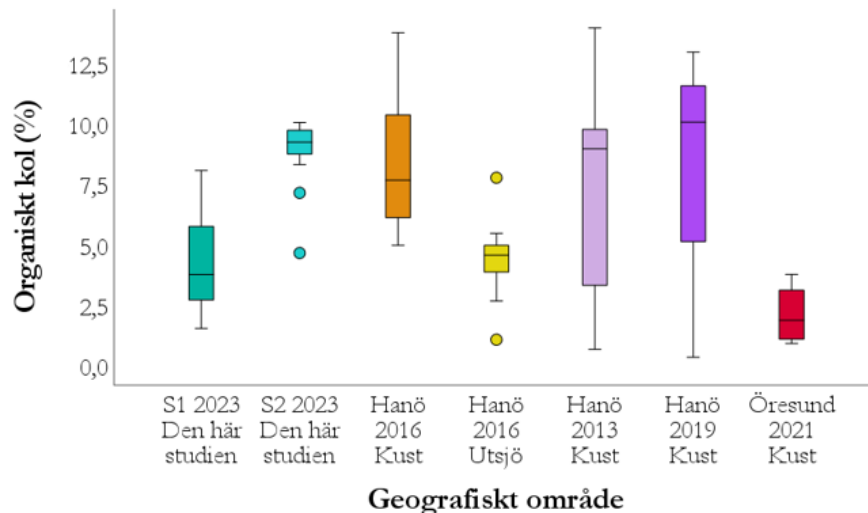
4.1 Kolhalter i sediment

Halterna organiskt kol i Dröseboviken (S2) var signifikant högre än i Byggesviken (S1), men jämförbara med tidigare studier av organiskt kol i kustnära sediment (figur 22) (Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2014; Tobiasson et al., 2020). I utsjösediment är halterna organiskt kol generellt lägre (figur 22) (Josefsson, 2016). Den här studiens organiska kolhalter är generellt höga och varierande i relation till tidigare studier av organiskt kolinnehåll i ålgräsängar. (Dahl et al., 2016; Röhr et al., 2016).

Provtagningsplatserna i form av skyddade, grunda havsvikar med finkorniga sediment och sjögräsängar kan delvis förklara de höga halterna organiskt kol (Dahl et al., 2016; Kindeberg et al., 2018; Röhr et al., 2016). Sediment bevuxna med sjögräs har ett högre innehåll av organiskt kol än sediment utan vegetation, eftersom sjögräset främjar sedimentation, hindrar resuspension och bidrar med kol i form av sjögräsdetritus (Dahl et al., 2016; Kennedy et al., 2010). Lokalerna har därmed såväl fysiska som biologiska förutsättningar för högt organiskt kolinnehåll i sedimenten.

Mänsklig aktivitet kan ha bidragit till de höga halterna av organiskt kol. Provtagningspunkterna ligger i anslutning till massabruket Södra Cell Mörrum och dess deponier. Det har visats att skogsindustrin bidragit till förhöjda halter organiskt kol i form av lignin i Östersjön (Jilbert et al., 2021). Det har även uppmätts förhöjda

halter organiskt kol i sediment utanför massabruk (Dahlberg et al., 2020). Det är möjligt att Södra Cell Mörrum släpper ut organiskt kol till havsvikarna. Organiskt kol i marina sediment kan även härstamma från sjögräsdetritus, växtplankton, samt från terrestriskt material som deponeras i havsmiljön (Jankowska et al., 2016; Nybom et al., 2021; Remeikate-Nikiene et al., 2016). I den här studien betyder det att kolet kan härstamma från den marina miljön, men också från tillrinning från vattendrag, såsom den närbelägna Mörrumsån. Vidare analys av sedimenten skulle krävas för att säkerställa ursprunget av kolet, om det består av lignin eller om det har marint ursprung (Jankowska et al., 2016; Jilbert et al., 2021). Den marina vegetationen som noterades vid fältarbetet gör det dock sannolikt att en del av kolet härstammar däriifrån. Närheten till massabruket tyder på att en del av kolet har terrestriskt ursprung, vilket har störst förutsättningar att binda till organiska föroreningar (Nybom et al., 2021). Därmed kan analys av organiska föroreningar i sedimenten ge en indikation av om det organiska kolet har terrestriskt ursprung (Nybom et al., 2021).



Figur 22. Jämförelse för organiska kolhalter i sediment

Halterna organiskt kol i Dröseboviken (S2) är högre än i Byggesviken (S1) och jämförbara med tidigare mätningar i Hanöbukten och i Öresund. (Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2014; Tobiasson et al., 2020).

4.2 C_{org}/N -kvoter i sediment

C_{org}/N -kvoterna i den här studien ligger runt 10, vilket tyder på att det organiska materialet härstammar från marina växter. Dessa har vanligtvis en C_{org}/N -kvot mellan 4 och 10, medan terrestra växters C_{org}/N -kvot ligger över 20 (Meyers, 1994). Detta

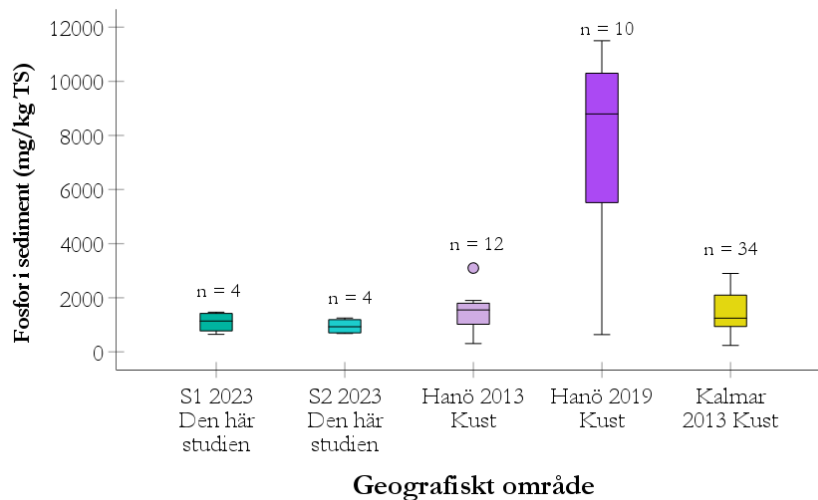
eftersom terrestra växter till skillnad från marina växter innehåller cellulosa (Meyers, 1994). C_{org}/N -kvoterna i den här studien visar därmed att påverkan från terrestert material är låg. Det är därför osannolikt att påverkan från massafibrer på sedimenten är betydande. Tidigare studier på fiberbankar har visat på C_{org}/N -kvoter mellan 15 och 50, eftersom massafibrer i stort sett består av ren cellulosa (Apler et al., 2020). Eftersom sedimenten i den här studien uppvisar lägre C_{org}/N -kvoter kan ingen större förekomst av massafibrer konstateras och det därmed är troligt att massafibrer från Södra Cell Mörrum har spridits över stora områden i Hanöbukten. Det bör dock analyseras djupare sedimentlager i de provtagna vikarna, eftersom högst C_{org}/N -kvoter i fiberbankar har uppmätts på större sedimentdjup än vad som har analyserats i den här studien (Apler et al., 2020).

4.3 Näringsämnen i sediment och blåmusslor

Halterna kväve i sedimenten och fosfor i musslorna är högst vid S2 i Dröseboviken, viket indikerar på mest näringsrika förhållanden där. Inga skillnader finns i fosforhalt i sedimenten mellan provtagningsplatserna. Inga mätningar har gjorts av kväve i musslor på grund av otillräckliga analysmetoder.

Studiens fosforhalter i ytsedimenten är jämförbara med tidigare studier av fosforhalter i kustnära ytsediment (figur 23). Detta trots att Södra Cell Mörrum släpper ut fosfor (Södra, 2018). Inga tidigare studier över fosforhalter i blåmusslor eller kvävehalter i sediment har kunnat identifieras för jämförelser.

Fosforhalten varierar inom sedimentkärnorna, men är generellt högst i ytsedimenten och lägre i djupare sedimentlager. Detta stämmer överens med SGU:s analyser av variation i fosforhalter med sedimentdjup i Bråviken utanför Norrköping, (Josefsson et al., 2020). Minskningen med minskat sedimentdjup indikerar att sedimenten avger fosfor till vattenmassan (Rydin et al., 2011). Därmed tillgängliggörs fosfor för biotan (Conley et al., 2002).



Figur 23. Jämförelse för fosforhalter i sediment

Fosforhalterna i ytsedimenten i den här studien är jämförbara med tidigare studier. I mätningar från Hanöbukten år 2019 är fosforhalterna betydligt högre (Holmborn, 2013; 2022; Palmkvist et al., 2014; Tobiasson et al., 2020).

4.3.1 Möjliga källor till näringsämnen

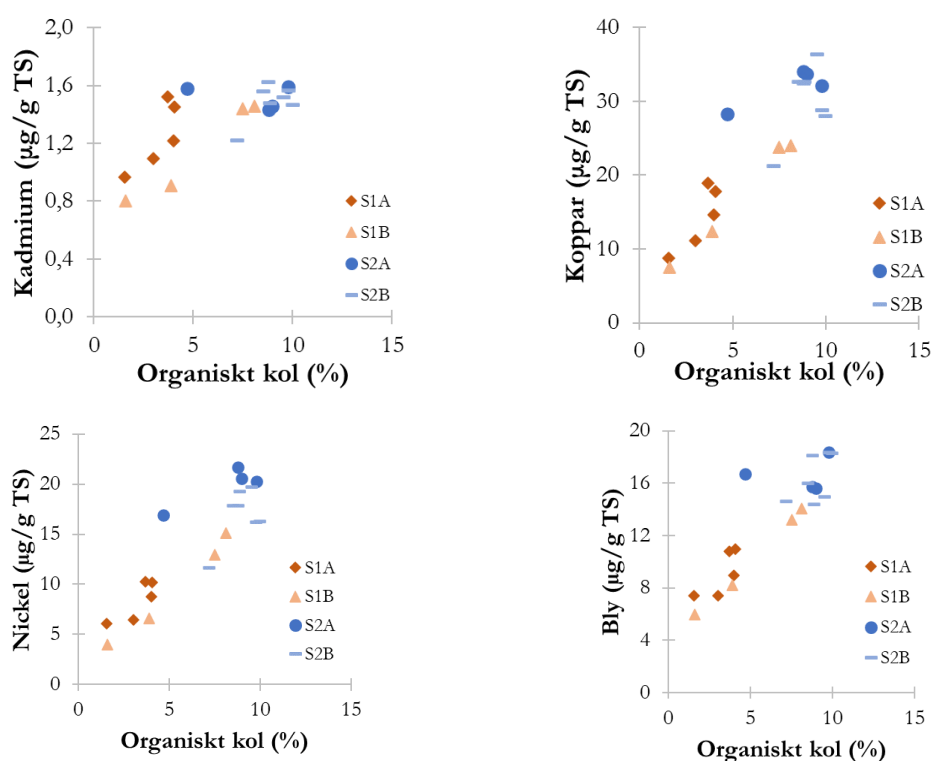
Näringsämnen som detekterats i den här studien kan komma från Södra Cell Mörrum. Massabruket tillsätter näringsämnen i sin biologiska vattenreningsprocess, för att gynna de mikroorganismer som genomför reningen (Södra, 2021a). Vid produktionsfel kan mer näringsämnen behöva tillsättas till den biologiska vattenreningen, för att bibehålla dess funktion (Södra, 2021a). Detta har dock vid upprepade tillfällen lett till utsläpp av näringsämnen över tillståndsgivna nivåer (Södra, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2014, 2016, 2017, 2018). Byggesviken och Dröseboviken utgörs av ackumulationsbottnar, vilket betyder att ämnen ansamlas här från stora delar av Hanöbukten (Josefsson, 2016). Det betyder att näringsämnen i vikarna kan härstamma från Södra Cell Mörrum, men också från exempelvis Mörrumsån, vilken rinner genom jordbruksmark och mynnar ut i Hanöbukten.

Dröseboviken (S2) uppvisar en högre halt av näringsämnen än Byggesviken (S1). Detta beror sannolikt på att viken påverkas av flera lokala källor. Båda vikarna påverkas av vattendrag om rinner genom jordbruksmark ut i vikarna (Johanna Olofsson, personlig kommunikation, 17 april 2023). Avrinning från jordbruksmark är en källa till näringsämnen i marina miljöer (Malmaeus & Karlsson, 2010). Inga specifika mätningar finns som kan visa på vilket av de två mynnande vattendragen som bidrar till mest näringsämnen, men det är möjligt att det är vattendraget som mynnar

ut i Dröseboviken. Enligt Miljöförbundet Blekinge Väst mynnar ett tiotal enskilda avlopp Dröseboviken, vilket är fler än i Byggesviken (Johanna Olofsson, personlig kommunikation, 17 april 2023). Dessa två parametrar kan förklara de något mer näringsrika förhållandena i Dröseboviken.

4.4 Metallhalter i sediment och tänkbara källor till metaller

Resultaten visar att mest metaller har ackumulerats i Dröseboviken (S2). Det kan förklaras av att sedimenten vid S2 är finkorniga och har höga halter organiskt kol, vilka är faktorer som ökar sedimentens förmåga att ackumulera metaller (Remeikaitė-Nikienė et al., 2018; Walker et al., 2015). Figur 26 visar högst metallinnehåll vid höga halter organiskt kol. Att kornstorleken i sedimenten i S2 är mindre än i S1 har bevisats inom en annan studie, som analyserar PAH:er i samma prover som analyseras i den här studien (Ariella Madsen, personlig kommunikation, 9 maj 2023).



Figur 26. Metallhalter i relation till halter organiskt kol

Höga halter av kadmium, koppar, nickel och bly korrelerar med höga halter organiskt kol i sedimenten.

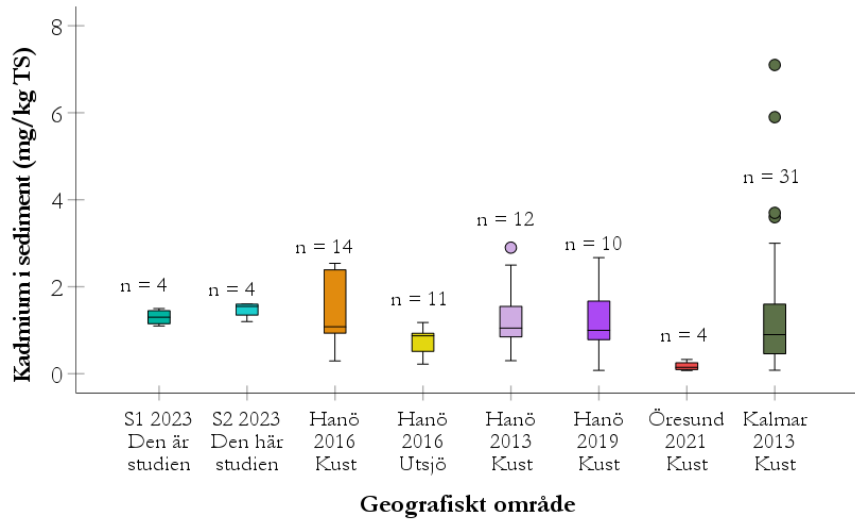
De detekterade metallerna kan härstamma från hela Hanöbukten, eftersom Byggesviken och Dröseboviken utgörs av ackumulationsbottnar (Josefsson, 2016). Södra Cell Mörrum kan dock vara en bidragande källa, eftersom metaller lakas ut ur tråråvaran vid massatillverkning (Nurmesniemi et al., 2005). Metallerna deponeras som grönlutsslam på massabrukets deponi och kan nå recipienten via deponiernas lakvatten, men de kan även hamna i avloppsvattnet och vid bräddning ta sig ut i Hanöbukten (Södra, 2021a). Omfånget av metallutsläppen från massabruket och dess eventuella miljöpåverkan är dock svårt att fastställa. Eftersom inga utsläppsvillkor finns kopplade till metallhalter genomförs inga mätningar av ämnena. Detta är dock önskvärt och ett sätt att öka incitamentet för bruken att inleda dessa mätningar kan vara att sätta upp utsläppsvillkor för metaller (Södra, 2021a).

Andra tänkbara kontaminationskällor i Dröseboviken är småbåtshamnar. Idag finns det två småbåtshamnar i viken. Små hamnar i Östersjön har visats ge upphov till förhöjda metallhalter i sediment, till följd av användande av olja och båtbottnfärger (Eklund et al., 2009). Hamnarna i Dröseboviken skulle därmed kunna ge upphov till förhöjda metallhalter i sedimenten där i jämförelse med i Byggesviken.

Vidare finns möjligheten att de uppmätta metallhalterna (främst kadmium) kan härstamma från utsläppskällor längre bort från de analyserade vikarna. I regeringsuppdraget Hanöbuktsutredningen konstaterades det att antalet utsläppskällor i Hanöbukten är stort och bland annat inkluderar reningsverk, dagvattentillförsel, deponier, jordbruk, skogsbruk, pappersbruk och militära skjutfält (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Utifrån den här studien är det svårt att fastslå någon specifik utsläppskälla.

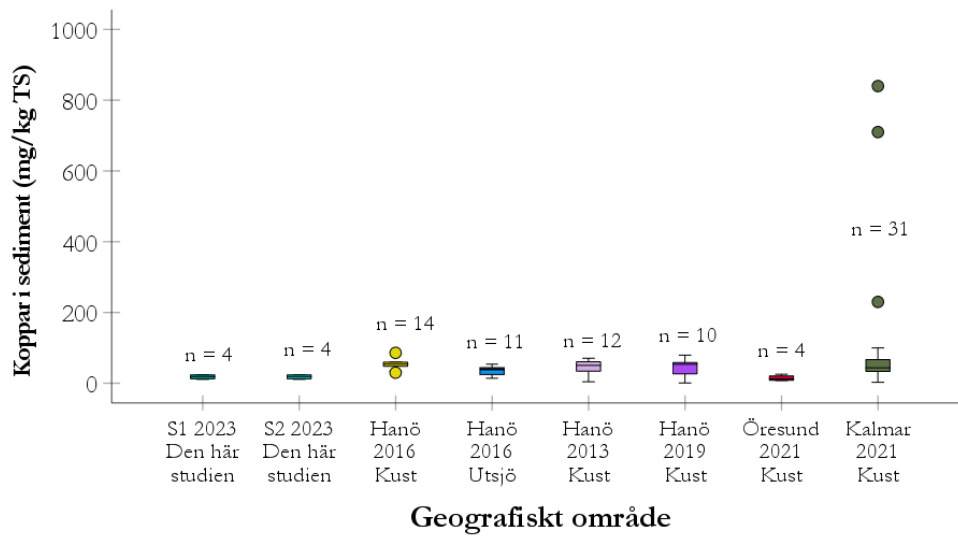
4.5 Metallhalter i sediment i relation till jämförelsevärden

Mätosäkerheten i studiens analyser av metallhalter i sediment är låga och därmed är resultaten tillförlitliga. Studiens kadmium- och kopparhalter är jämförbara med andra studier, vilka har uppmätt högst metallhalter i kustnära sediment (figur 24 & 25) (Josefsson, 2016). Halterna nickel, bly och zink i den här studien är låga i jämförelse med tidigare studier (bilaga 3). Arsenikhalterna i den här studiens sediment är lägre än analysinstrumentets detektionsnivå, vilken är lägre än tidigare studiers uppmätta arsenikhalter (Holmborn, 2013; Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2014; Tobiasson et al., 2020).



Figur 24. Jämförelse för kadmiumhalter i sediment

Halterna kadmium i den här studien är jämförbara med värden från andra studier (Holmborn, 2013; Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2014; Tobiasson et al., 2020).



Figur 25. Jämförelse för kopparhalter i sediment

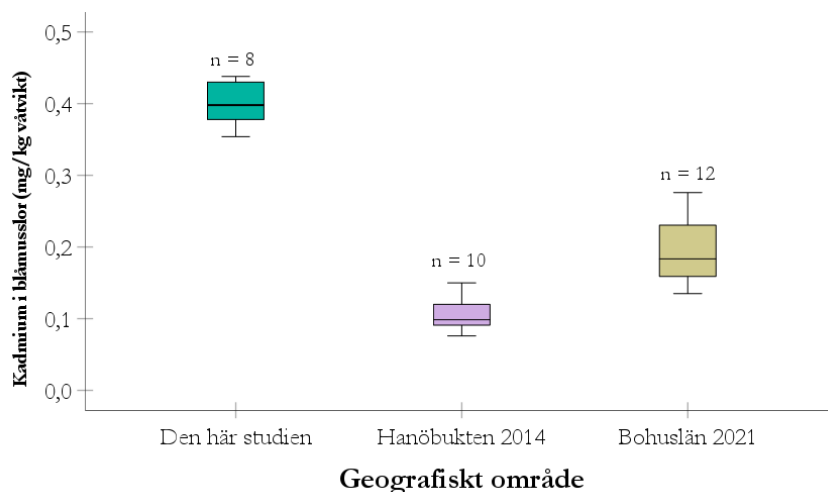
Halterna koppar i den här studien är jämförbara med värden från andra studier (Holmborn, 2013; Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2014; Tobiasson et al., 2020).

4.6 Metallhalter i musslor i relation till jämförelsevärden

Mätosäkerheterna för analyserna av metallhalter i musslor är generellt låga och det går därmed att lita på analyserna. Mätosäkerheterna för analyserna av nickel och bly är dock större och inga slutsatser bör dras utifrån analysresultaten. Eftersom inga skillnader i metallhalter i musslor har uppvisats mellan Byggesviken (S1) och Dröseboviken (S2), har halterna under den vidare analysen hanterats som en dataserie för hela den här studien.

Under den här studien har inga gränsvärden för metallhalter i blåmusslor kunnat identifieras. Därmed har den här studiens resultat inte utvärderats gentemot gränsvärden. Däremot har jämförelser kunnat göras med två tidigare studier från Hanöbukten år 2014, respektive Bohuskusten år 2021 (Bergkvist & Magnusson, 2022; Palmkvist et al., 2015). Dessa studier har analyserat blåmusslor från kustnära lokaler i närheten av punktkällor, vilket är liknande förutsättningar som lokalerna i den här studien har (Bergkvist & Magnusson, 2022; Palmkvist et al., 2015).

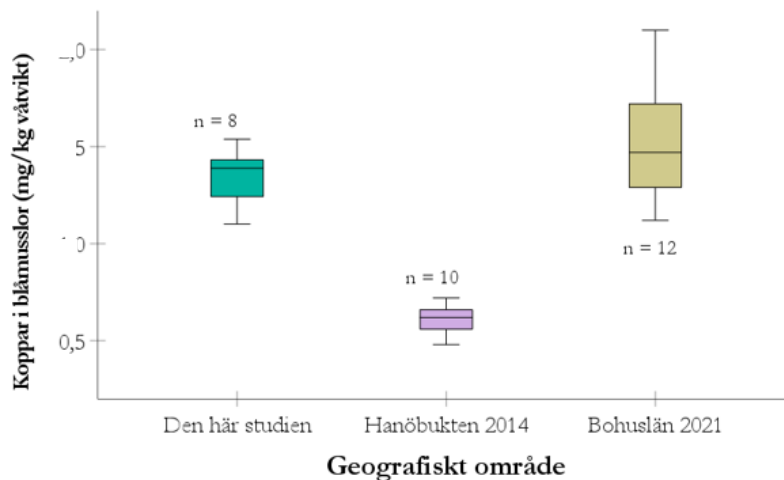
Kadmiumhalterna i blåmusslor i den här studien är signifikant högre än vad de är i de två jämförelsestudierna, i vilka värdena i Hanöbukten år 2014 är signifikant högre än i Bohuslän år 2021 ($p < 0,05$) (figur 27). Detta överensstämmer med den här studiens kadmiumhalter i sediment. Det är möjligt att kadmium bioackumuleras i blåmusslorna på grund av höga kadmiumhalter i deras omgivning (Poulsen et al., 1982).



Figur 27. Jämförelse för kadmiumhalter i blåmusslor

Halterna kadmium i blåmusslor är signifikant högre i den här studien än i tidigare studier i Hanöbukten år 2014 och i Bohuslän år 2021 ($p < 0,05$) (Bergkvist & Magnusson, 2022; Palmkvist et al., 2015).

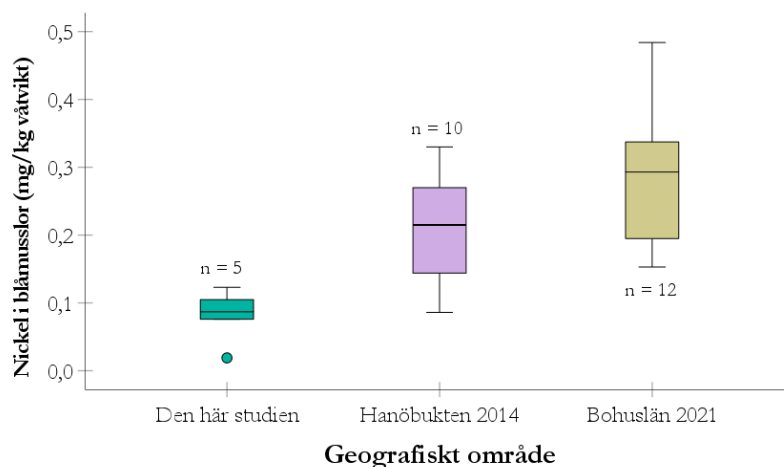
Kopparhalterna i den här studien är signifikant högre än tidigare uppmätta kopparhalter i musslor i Hanöbukten år 2014, medan de är jämförbara med uppmätta värden i Bohuslän år 2021 ($p < 0,05$) (figur 28). Halterna från Bohuslän år 2021 är också högre än värdena från Hanöbukten år 2014. De relativt höga kopparhalterna i blåmusslor i den här studien överensstämmer med kopparhalterna i studiens sediment. De samstämmiga höga kopparhalterna kan vara ett tecken på bioackumulation av koppar i blåmusslorna (Poulsen et al., 1982).



Figur 28. Jämförelse för kopparhalter i blåmusslor

Halterna koppar är signifikant högre i de blåmusslor i den här studien samt i Bohuslän år 2021 än vad de är i Hanöbukten år 2014 ($p < 0,05$) (Bergkvist & Magnusson, 2022; Palmkvist et al., 2015).

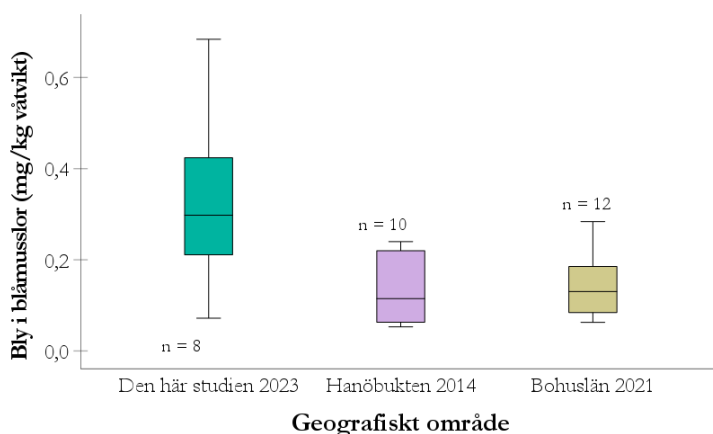
Nickelhalterna i blåmusslor i den här studien är signifikant lägre än vad halterna är i jämförelsestudier från Hanöbukten år 2014 och Bohuslän år 2021 ($p < 0,05$) (figur 29). Detta överensstämmer med den här studiens nickelhalter i sediment, vilka är låga i jämförelse med andra studier.



Figur 29. Jämförelse för nickelhalter i blåmusslor

Halterna nickel är signifikant lägre i de blåmusslor som analyserats i den här studien än vad de är i studier utförda i Hanöbukten år 2014 samt i Bohuslän år 2021 ($p < 0,05$) (Bergkvist & Magnusson, 2022; Palmkvist et al., 2015).

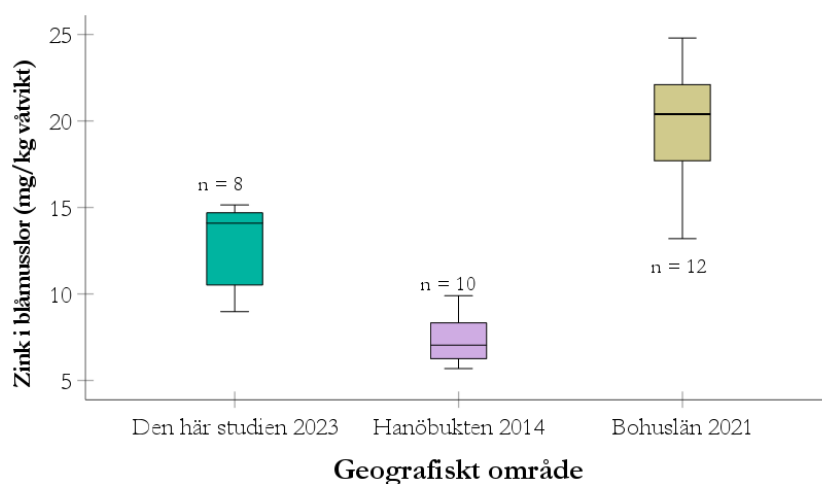
Blyhalterna i blåmusslor i den här studien är signifikant högre än vad de är i Hanöbukten år 2014 och i Bohuslän år 2021 ($p < 0,05$) (figur 30). Detta skiljer sig från studiens låga analysvärden för bly i sediment. Dock är mätosäkerheterna för analyserna av bly i blåmusslor högre än vad de är för övriga analyserade metaller och inga slutsatser bör dras utifrån dem. Detta beror troligtvis på problem vid laboratorieanalyserna, men inga resonemang från laboratoriet om detta har kunnat erhållas.



Figur 30. Jämförelse för blyhalter i blåmusslor

Blyhalterna i blåmusslor är signifikant högre i den här studien än i studier utförda i Hanöbukten år 2014 och i Bohuslän år 2021 ($p < 0,05$) (Bergkvist & Magnusson, 2022; Palmkvist et al., 2015).

Zinkhalterna i blåmusslorna i den här studien är signifikant lägre än i Bohuslän år 2021 och signifikant högre än i Hanöbukten år 2014 ($p < 0,05$) (figur 31). Zinkhalterna i musslor överensstämmer med zinkhalterna i sediment i den här studien, vilka är de jämförbara med andra analyserade sediment (bilaga 3).



Figur 31. Jämförelse för zinkhalter i blåmusslor

Zinkhalterna är signifikant högre i blåmusslor i den här studien än i Hanöbukten år 2014 ($p < 0,05$).

Jämfört med musslor från Bohuslän år 2021 är den här studiens zinkhalter i musslor signifikant lägre ($p < 0,05$) (Bergkvist & Magnusson, 2022; Palmkvist et al., 2015).

4.7 Storleksanalys av blåmusslor

Blåmusslorna i den här studien är generellt små, vilket främst beror på den låga salthalten i Östersjön (Riisgård et al., 2014). Längden och våtvikten hos musslorna är dock signifikant längre respektive högre i Byggesviken (S1) än i Dröseboviken (S2). Detta är intressant då Byggesviken (S1) är en ålgräsäng och tidigare forskning har påvisat lägre tillväxthastighet för musslor i ålgräsängar än för musslor utanför ålgräsängar (Reusch, 1998). Detta eftersom blåmusslor föredrar alger som föda framför sjögräsdetritus (Petersen et al., 1997). Trots den större storleken hos musslorna i ålgräsängen vid S1 innehåller de signifikant mindre fosfor. Tidigare studier visar dock att större musslor innehåller mer fosfor än större musslor (Buer et al., 2020). Detta stöds inte av den här studien.

En förklaring till dessa skillnader kan vara metallhalter i sedimenten. Halterna kadmium, koppar, nickel och bly är högre i Dröseboviken (S2) än i Byggesviken (S1). Studier av blåmusslor i Östersjön har visat att musslornas tillväxt

hämmas av kadmium och koppar (Sunila & Lindström, 1985). Det är därmed tänkbart att musslorna vid provtagningsplats S2 är mindre på grund av att de påverkas av höga metallhalter i sedimenten.

En ytterligare faktor som kan påverka resultatet är insamlandet av blåmusslor. I den här studien har ett stickprov av musslor tagits vid respektive provtagningsplats. Det är möjligt att stickproven inte ger en tillräckligt bra bild av musslornas storleksfördelning i respektive vik.

4.8 Resultatets miljövetenskapliga relevans

Den här studiens uppmätta metallhalter har betydelse för ekosystemet i de provtagna vikarna. Studier har visat akut dödlighet samt toxisk påverkan på födointag och reproduktion av kadmium och koppar för marina arter, såsom *Ceriodaphnia dubia*, *Gammarus pulex* och *Lepidocephalichthys thermalis* (Gosavi et al., 2020; McCahon & Pascoe, 1988; Sofyan et al., 2007). Även ej dödliga effekter av metaller har studerats i marina ekosystem. Östersjömusslor som utsatts för förhöjda metallhalter i sediment har visats utveckla missbildade skal och serotoninivåer hos blåmusslor störs av kadmium och bly, vilket i sin tur försämrar deras livslängd och reproduktionsförmåga (Fraser et al., 2017; Sokolowski et al., 2004). Dessutom har tillväxten hos blåmusslor visats hämmas av förhöjda metallhalter i havsvattnet (Strömngren, 1982).

Påverkan på enskilda organismer leder till effekter i hela ekosystemet. Organismer, såsom blåmusslor, kan bioackumulera metaller och uppnå högre metallkoncentrationer än den omgivande miljön (Poulsen et al., 1982). Detta fenomen leder till biomagnifikation, när arter högre upp i näringskedjan konsumerar organismer med höga metallhalter (Dallinger et al., 1987). På så sätt ackumulerar organismer högt upp i näringskedjan ännu mer metaller, vilket kan leda till skador och dödlighet (Dallinger et al., 1987). I svåra fall kan metallkänsliga arter på höga trofinivåer slås ut av höga metallkoncentrationer (Dallinger et al., 1987). De metallhalter som uppmätts i blåmusslor under den här studien kan ackumuleras ytterligare i andra arter i näringskedjan. Dessutom utgör blåmusslorna i Hanöbukten en för Östersjön unik hybridvariant av blåmussla, *Mytilus edulis trossulus*, som utgör två viktiga ekosystemfunktioner genom att filtrera havsvattnet och vara föda till andra organismer (Väinölä & Strelkov, 2011). Dessa unika värden är viktiga att bevara. Sammanfattningsvis innebär detta att metallerna kan få allvarligare effekter på ekosystemet än vad som syns i den här studien.

Höga metallhalter i sediment kan även få vissa arter att undvika att nyttja dem som habitat, vilket leder till artfattiga ekosystem (Fukunaga et al., 2010). Dessutom blir antalet tillgängliga levnadsmiljöer mindre för metallkänsliga arter, vilket kan leda till att

arterna får svårare att reproducera sig och att individantalet minskar. I den här studien innebär det att vissa arter kan ha trängts undan från sedimenten i vikarna på grund av kadmium- och kopparhalter. Detta bör dock undersökas genom en artinventering i vikarna, samt jämförelser med andra vikar och tidigare inventeringar.

Metallernas biotillgänglighet avgör hur stor deras påverkan på ekosystemet är. Exempel visar att metallflux från fiberrika sediment kan vara låga, trots höga metallhalter i sedimenten (Frogner-Kockum et al., 2020). Eftersom metallerna stannar kvar i sedimenten minskar påverkan på ekosystemen. I den här studien påvisas dock metaller i blåmusslorna, vilket tyder på att de är biotillgängliga. Dock är överföringen inte total, eftersom kadmium- och nickelhalterna relativt sett är högre i sedimenten än i musslorna. Flux-mätningar kan genomföras för att utreda hur biotillgängliga metallerna är (Frogner-Kockum et al., 2020).

Utöver ekosystemeffekter av enskilda metaller har även coctailleffekter från ett massabruks samtliga utsläpp påvisats. Det har bland annat visat att avloppsvatten från massabruk kan vara toxiskt för fiskägg och larver, att aktiviteten för avgiftning enzym hos fisk ökar vid exponering för avloppsvatten och att grobarhet och fertilitet hos tång sänks vid exponering för avloppsvatten (Manriquez et al., 2013; Ratia et al., 2014; Tyor et al., 2012; Wikström et al., 2000). Vidare är biodiversiteten bland bottenlevande organismer lägre utanför massabruk och avloppsvattnet ökar den genetiska variationen i fiskpopulationer (Kautsky, 1992; Theodorakis et al., 2006).

Påverkan på organismer är mindre vid exponering för moderna avloppsreningsverk, även om massabruk fortfarande påverkar marina miljöer (Suursaar et al., 2008; Wikström et al., 2000). Detta både genom nutida utsläpp och via kvarvarande äldre föroreningar, vilka blir biotillgängliga om bottensedimenten rörs upp (Wiklund et al., 2005). Det innebär att även om den här studien inte kan koppla några föroreningshalter direkt till massabruket Södra Cell Mörrum, så är det troligt att viss påverkan finns och att den uppstår i cocktaileffekter där flera olika föroreningar från bruket är inblandade. För att skapa ett livskraftigt ekosystem och minimera påverkan från massabruket är det viktigt att fastställa om cocktaileffekter finns, vilka ämnen som är inblandade i dessa och hur utsläppen kan minimeras. Detta för att uppnå bästa möjliga miljöstatus i Södra Cell Mörrums omgivning.

4.9 Resultatets samhällsrelevans

Den här studien påvisar en miljöpåverkan på provtagningsområdet. Detta har en samhällelig betydelse, eftersom Hanöbukten bidrar med viktiga ekosystemtjänster. Det är därmed av allmänt intresse att miljöerna uppvisar god status.

I Hanöbukten återfinns en variation av livsmiljöer, såsom blåmusselrev (*Mytilus edulis trossulus*) och ålgräsängar (*Zostera marina*) (Länsstyrelsen Blekinge, 2022; Länsstyrelsen Skåne, 2017). Livsmiljöerna bidrar till biologisk mångfald i bukten och många arter, såsom den till Östersjön endemiska och rödlistade arten raggsträfsse (*Chara horrida*), återfinns i Hanöbukten (SLU, u.å.). Likaså är Hanöbukten en attraktiv miljö för sjöfåglar (Länsstyrelsen Blekinge, 2022). För att bevara de betydelsefulla livsmiljöerna skyddas nordvästra delen av Hanöbukten av ett Natura 2000-område enligt art- och habitatdirektivet (Hertzman, 2016). Området inkluderar provtagningsplats S2 i Dröseboviken men undantar provtagningsplats S1 i Byggesviken där Södra Cell Mörrum ligger (Hertzman, 2016). Att skydda området är ett bra första steg för att bevara dess naturvärden. Den här studiens resultat indikerar dock på vikten av att övervaka miljöfaktorer inom skyddade områden och vid behov vidta åtgärder för att säkerställa att områdenas skick bevaras.

Hanöbukten bidrar med ekosystemtjänster såsom rekreation och fiske (Korpinen et al., 2012; Rönnbäck et al., 2007). Som tidigare diskuterats riskerar förhöjda halter av metaller i sediment att biomagnifieras i näringskedjan och påverka organismer på högre trofnivåer. Detta kan få till följd att ekosystemet förändras och att de nuvarande rekreatiomsområdena inte ser likadana ut i framtiden (Dallinger et al., 1987). Likaså riskerar fisket att störas av mindre fångst, samt fångst av fiskar med högt metallinnehåll, vilket gör dem mindre attraktiva som föda (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Rekreatiomsområdenas attraktivitet riskerar också att minska av direkt synlig påverkan från massabrukets avloppsvatten, såsom att havsvattnet upplevdes som grumligt under fältarbetet.

Ytterligare en ekosystemtjänst som Hanöbukten och dess ålgräsängar bidrar med är att de fungerar som kolsänkor (Asplund et al., 2022). De höga halterna kol i havsvikarna i den här studien tyder på att sedimenten skulle kunna vara en kolsänka. Jankowska et al. (2016) visar att ålgräsängar i Östersjön binder så mycket kol att de kan anses som kolsänkor även när deras täckningsgrad är låg. Även om sjögräsängar i mer tempererade områden binder mer kol, ger sjögräsängar i Östersjön upphov till låga metanutsläpp i relation till sjögräsängar på andra platser (Asplund et al., 2022; Jankowska et al., 2016). Det tyder på att kolet i sjögräsängar i Östersjön förblir lagrat. För att motverka förhöjda koldioxidutsläpp från vikarna är det därmed viktigt att bevara deras ekologiska status.

Sammanfattningsvis har samhället mycket att vinna på att föroreningshalterna i de marina miljöerna i Hanöbukten hålls låga. För att uppnå detta bör fler provtagningar göras för att generera kunskap om befintliga föroreningar och föroreningskällor. Samtidigt är det viktigt att såväl samhället som den enskilda individen ställer krav på de aktörer som förorenar.

4.10 Etiskt perspektiv på resultatet

Avloppsvatten från massabruk har varit en föroreningskälla under lång tid. I recipienterna har föroreningar såsom träfibrer, metaller, organiskt kol, samt klorerade organiska föroreningar, uppmätts (Asteman, et al., 2015; Dahlberg, et al., 2020; Jonsson, et al., 1993; Verta, et al., 2009).

Massabruk i norra Sverige har gett upphov till fiberbankar, vilket är sediment med högt träfiberinnehåll, låg densitet och högt gasinnehåll, som är bidragande källor till spridning av långlivade organiska föroreningar i Östersjön (Dahlberg, et al., 2020). Den här studien påvisar inga fiberbankar och moderna massabruk har mindre påverkan på marina miljöer (Pöykiö, et al., 2004, 2010; Suursaar, et al., 2008). Den här studien påvisar dock förhöjda metallhalter i sediment och musslor. Föroreningarna kan härstamma från Södra Cell Mörrum, alternativt från andra verksamheter runt om Hanöbukten.

En fråga som uppstår i denna typ av studie är vilken rätt en verksamhet har att förorena miljön? Eftersom havet är betydelsefullt för både människor, växt- och djurliv blir påverkan stor när det förorenas. Samtidigt kan endast verksamheten styra förorenandet. Det innebär en etisk problematik mellan människa och miljö, såväl som mellan verksamhetsutövare och allmänhet när en verksamhet tar sig friheten att förorena marina miljöer.

Den etiska problematiken stärks av studiens resultat. Eftersom ingen enskild föroreningskälla har identifierats, kan ingen ställas ansvarig för att sanera föroreningarna (Naturvårdsverket, u.å.). Kostnaderna för sanering faller därför på de allmänna myndigheterna och allmänheten betalar därmed för den enskildas utsläpp, med medel som hade kunnat användas till samhällsviktiga funktioner (Naturvårdsverket, u.å.).

Samtidigt är det etiskt problematiskt att felaktigt fastslå en föroreningskälla. Massaindustrin är en samhällsviktig industri som stärker ekonomin och bidrar till användbara produkter (Kumar et al., 2021). Strävan mot hållbarhet gör att material ersätts med papper och forskning pågår för att möjliggöra användande av pappersprodukter i allt fler syften (Yook et al., 2020). Det är därför viktigt att massaindustrin kan fortsätta verka. Att fälla fel industri för föroreningsutsläpp kan skapa dåligt rykte och försämrad ekonomi för företaget, vilket varken är rättvist eller etiskt korrekt.

4.11 Metoddiskussion och framtida studier

Den här studien har bidragit till utökad kunskap om de lokala förutsättningarna och föroreningssituationen i Hanöbukten. Denna kunskap kan användas för att förbättra undersökningsmetodiken i framtida undersökningar av massabrukets påverkan på Hanöbukten.

Sediment bör provtas i ackumulationsbottnar där föroreningar ansamlas, vilket har gjorts i den här studien. Provtagning av sediment vid utloppspunkten för avloppsvatten skulle inte ge en tydlig bild av utsläppen, eftersom grovkorniga sediment inte ackumulerar föroreningar på samma sätt som finkorniga sediment (Remeikaite-Nikiene et al., 2018). Eftersom föroreningarna från utsläppspunkten sprids och blandas med föroreningar från andra källor hade det däremot varit intressant att provta fler vikar. Detta skulle ge en bättre bild av föroreningssituationen och möjliggöra jämförelser mellan vikarna. Jämförelserna är ett sätt att värdera föroreningsgraden i olika vikar, eftersom ingen opåverkad kontrollvik kan identifieras i Hanöbukten. Det skulle även vara möjligt att provta musslor vid utloppet för avloppsvatten, då de utsätts för en ständig ström av avloppsvatten och kan ge en indikation av vilka ämnen från utsläppen som ackumuleras i biotan. Detta skulle dock kräva insamling med hjälp av dykare.

Vidare har den här studien sammanställt information om historiska och nutida utsläpp från Södra Cell Mörrum. Denna kunskap är användbar vid utformandet av framtida undersökningar av föroreningsproblematik i Hanöbukten. Utifrån Södra Cell Mörrums utsläpp vore det intressant att analysera sediment och biota för klorat, klor, dioxiner, adsorberbara organiska halogener aromater, alifater, natrium och svavel (Södra 2021a; 2020a; 2011; Weiger, 2022). Alifater, aromater, natrium och svavel härstammar från spill av oljor samt deponering av grönlutsslam på Södra Cell Mörrums deponier (Södra, 2021a). Klor användes tidigare som blekkemikalie i produktionsprocessen och bildade där dioxiner (Wieger 2002). Båda dessa ämnen släpptes i massabrukets tidiga historia ut utan rening (Wieger, 2002). Klorat och adsorberbara organiska halogener bildas i dagens blekningsprocess (Södra, 2021a). Södra Cell Mörrum måste följa uppsatta villkor för hur mycket av respektive ämne de får släppa ut (Södra, 2021a). Dessa villkor följs dock inte alltid. Södra Cell Mörrums villkor för klorat överstigs ofta, eftersom det är ett lågt satt gränsvärde på 0,3 mg/l som månadsmedelvärde (Södra, 2021a). Detta kan ställas i relation till Världshälsoorganisationens (WHO) riktvärde för klorat vid rening av dricksvatten, vilket ligger på 0,7 mg/l (World Health Organisation, 2022). Södra Cell Mörrum släpper dock ut klorat i Hanöbukten, vilket kan påverka den marina miljön. Analys av ämnen med koppling till massabruket innebär ett tydligare samband mellan analysresultaten och massabrukets miljöpåverkan. Denna kunskap skulle möjliggöra effektiva åtgärder, både genom förändringar på bruket och via reningsinsatser.

Vid den här studiens fältprovtagning noterades det att havsvattnet vid utsläppspunkten för avloppsvatten från massabruket var grumligt och att siktdjupet var lågt. Enligt uppgift från Södra Cell Mörrum kan detta vara kopplat till ett samtida produktionsstopp i fabriken, samt rensning av jord från ett dike på fabriksområdet (Maria Enarsson, personlig kommunikation, 4 maj 2023). Vid studiebesök på massabruket noterades det att det utgående avloppsvattnet var brunfärgat, men inte grumligt. Detta tyder dock på att avloppsvattnet innehåller ämnen som kan påverka den marina miljön, såväl vid ordinarie drift som vid driftstörning. Att undersöka havsvattnet vid utsläppspunkten skulle ge en ögonblicksbild av vilka ämnen det innehåller, vilken skulle indikera vilka ämnen som sediment och biota bör analyseras för. Upprepade provtagningar av vatten vid utloppet skulle ge en mer heltäckande bild av utsläppen att planera analyser av sediment och biota utifrån. Detta skulle komplettera den kunskap om brukets utsläpp som har sammanställts i den här studien.

4.11.1 Utveckling av sedimentprovtagning

I den här studien har ytliga sedimentkärnor analyserats. Den insamlade kunskapen visar dock att utsläpp från massabruket har skett sedan 1960-talet och att flera förbättringar i brukets avloppsrensning gjorts sedan dess. För att kunna se förbättringarnas effekt på föroreningsituationen i Hanöbukten kan längre sedimentkärnor analyseras och dateras. Datering gör det möjligt att tidsbestämma utsläpp av ämnen som återfinns i sedimenten, samt att se hur lång tid ett utsläpp påverkar sedimenten (Sobek et al., 2015). Om högre föroreningsnivåer påvisas i djupa än i ytliga sediment kan det betyda att massabrukets förbättrade avloppsreningsprocesser har haft effekt. Föroreningsituationen i Hanöbukten är exempelvis bättre idag än vad den var när allmänheten larmade om miljöproblem i början av 2010-talet (Havs- och vattenmyndigheten, 2013; Tobiasson, et al., 2021). Samtidigt har Södra Cell Mörrum uppdaterat sin avloppsvattenrensning vid tre tillfällen sedan dess (Södra, 2015, 2019, 2020). Det är troligt att det finns ett samband mellan den förbättrade situationen i Hanöbukten och den utökade avloppsvattenrensningen i massabruket.

I motsats till vid massabruk i norra Sverige har den här studien inte identifierat några ansamlingar av massafibrer utanför Södra Cell Mörrum (Dahlberg, et al., 2020). Detta har inte heller påvisats i tidigare studier i Hanöbukten (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Det är dock troligt att massabruket Södra Cell Mörrum släppt ut massafibrer i brukets tidiga historia samt vid bräddning av avloppsvatten. Dessa massafibrer bör ha ansamlats någonstans i Hanöbukten. För att ta reda på om fibrer har detekterats i den här studien kan ursprunget av det organiska kolet analyseras. Detta skulle ge en bredare bild av massabrukets miljöpåverkan och kan göras genom siktning, alternativt genom analys av andelen lignin i det organiska kolinnehållet (Jilbert, et al., 2021; Norrlin, et al., 2016).

14.13.2 Utveckling av musselprovtagning

Resultaten från den här studien visar att blåmusslorna från Byggesviken (S1) är längre och tyngre än musslorna från Dröseboviken (S2). Det är dock inte klarlagt varför det är så. För att få förståelse för varför tillväxten hos musslor är lägre vid S2 vore det intressant att analysera fler biomarkörer i blåmusslorna, samt att undersöka om metaller har ackumulerats i musslornas skal (Larsson et al., 2018; Protasowicki et al., 2008). Resultaten från sådana analyser skulle kunna ge förklaringar såsom att en biomarkör påverkas av metaller, vilken i sin tur påverkar musslornas tillväxt, alternativt att höga metallhalter i musslornas skal påverkar tillväxten negativt.

I den här studien har de erhållna resultaten för metallhalter i musslor jämförts med studier från Hanöbukten år 2014 och Bohuslän år 2021. Det har inte kunnat identifieras fler studier där metallhalter i musslor finns angivna per gram våtvikt. För att kunna göra fler jämförelser och få en bättre förståelse för nivån på den här studiens uppmätta metallhalter bör därför fler musslor analyseras. Fler musslor skulle möjliggöra analys av metallhalter per gram torrsvikt, vilket används i fler studier än analys per gram våtvikt (Sjölin, 2021; Tobiasson et al., 2021). På så vis möjliggörs fler jämförelser och en bättre förståelse för de erhållna resultaten. Eftersom det inte finns några riktvärden för metallinnehåll i musslor är det viktigt att kunna jämföra resultaten med andra studier.

Utöver att utveckla musselprovtagningen vore det möjligt att undersöka massbrukens påverkan på biota ur ett större perspektiv. Eftersom de metaller som analyserats i den här studien har visats biomagnifiera, vore det av intresse att analysera fiskar högre upp i näringskedjan (Dallinger et al., 1987). Vidare vore det intressant att analysera metallhalter i ålgräs. Detta eftersom det vid fältarbetet noterades betydligt mer ålgräs i Byggesviken (S1) än i Dröseboviken (S2), samtidigt som metallhalterna i sedimenten var lägre vid S1. Att analysera andra organismer skulle ge en ökad förståelse för massbrukets påverkan på ekosystemet i sin helhet.

Slutsats

I den här studien konstaterar vi att sedimenten vid utsläppspunkten för avloppsvatten från Södra Cell Mörrum är sandiga. Därmed sker ingen ackumulation av massafibrer eller föroreningar där, utan dessa ansamlas i ackumulationsbottnar runtom i Hanöbukten. I dessa vikar ansamlas även andra föroreningar. Miljön i Hanöbukten påverkas därmed av föroreningar från många källor samtidigt.

Vi har noterat varierande halter av organiskt kol i sedimenten, vilka troligtvis härstammar från marina växter och inte från massabruket. Höga halter av organiskt kol och metaller kopplas till mängden finkorniga sediment. Ämnena detekteras dock också i mer grovkorniga sediment och metaller detekteras även i blåmusslor. I jämförelse med Naturvårdsverkets jämförelsevärden respektive tidigare studier är halterna kadmium och koppar höga i sediment, samt halterna kadmium höga i musslor. Halterna arsenik, nickel, bly, zink och fosfor är låga alternativt jämförbara med jämförelsevärden och tidigare studier i såväl sediment som musslor. Halterna fosfor i musslor är dock signifikant högre vid provtagningsplatsen med finkorniga sediment. Dessa musslor har också en signifikant lägre tillväxt än musslorna från provtagningsplatsen med mer grovkorniga sediment, vilket skulle kunna bero på påverkan från metaller vid de mer finkorniga sedimenten.

Framtida studier bör fokusera på att undersöka fler grunda vikar för att få en större förståelse för massabrukets påverkan på den marina miljön i Hanöbukten. Med fördel kan djupare sedimentkärnor dateras och analyseras för ämnen som använts inom massabruket Södra Cell Mörrum. Vidare bör musslor och vatten från utsläppspunkten för avloppsvattnet från massabruket analyseras i syfte att fastställa vilka föroreningar som massabruket ger upphov till. Med fördel kan fler biomarkörer hos musslor och fler typer av organismer analyseras för att få en djupare förståelse för massabrukens påverkan på ekosystemet i Hanöbukten.

Tack

Det här arbetet har möjliggjorts genom stöttning från flera håll. Inledningsvis vill jag tacka mina handledare Helena L. Filipsson och Josefine Larsson för hjälp med såväl utformning som genomförande av projektet. Därtill vill jag tacka Marint centrum i Simrishamn för finansiell stöttning av projektet. Jag vill också tacka Karl Ljung och Sofia Mebrathu Wisén för utförandet av laboratorieanalyserna, samt Isa Doverbratt för stöttning vid beredning av proverna. Därutöver vill jag tacka Hampus Södergren för en fantastisk fältarbetsdag och Per Carlsson för lånet av utrustning inför fältarbetet. Tack riktas även till Anja Zimmermann vid biologibiblioteket för svar på frågor om litteratursökning och referenshantering, samt till Maria Källqvist vid studieverkstaden för skrivvägledning. Vidare vill jag tacka Daniel Olla för hjälp med att ta fram arbetets kartor i GIS. Jag vill också tacka min grupphandledare Maria Hansson och min grupphandledningsgrupp Jasmine Axelsson, Amelie Björkman och Elsa Magnusson för intressanta diskussioner under arbetets gång. Slutligen vill jag tacka er som funnits runt mig under arbetets gång och bollat tankar och idéer. Tacklistan är lång, men utan er skulle arbetet blivit något annat.

Referenser

- Apler, A., Snowball, I. & Josefsson, S. (2020). Dispersal of cellulose fibers and metals from contaminated sediments of industrial origin in an estuary. *Environmental Pollution*, 266, 3, 115182. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115182>
- Asplund, M. E., Bonaglia, S., Boström, C., Dahl, M., Deyanova, D., Gagnon, K., Gullström, M., Holmer, M. & Björk, M. (2022). Methane emission from nordic seagrass meadow sediments. *Frontiers in Marine Science*, 8, 81 1533. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.811533>
- Asteman, I. P., Hanslik, D. & Nordberg, K. (2015). An almost completed pollution-recovery cycle reflected by sediment geochemistry and benthic foraminiferal assemblages in a Swedish-Norwegian Skagerrak fjord. *Marine Pollution Bulletin*, 95, 126-140. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.031>
- Bajpai, P. (2017). *Pulp and paper industry - emerging waste water treatment technologies*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811099-7.12001-5>
- Bergkvist, J. & Magnusson, M. (2022–05). *Miljögifter i biota och vatten 2021*. Bohuskustens vattenvårdsförbund. <https://marine-monitoring.se/wp-content/uploads/2022/06/Bergkvist-J.-Magnusson-M.-2022.-Miljogifter-i-biota-och-vatten-2021-Bohuskustens-Vattenvardsforbund.pdf>
- Brodie, C. R., Leng, M. J., Casford, J. S. L., Kendrick, C. P., Ljoyd, J. M., Yongqiang, Z. & Bird, M. I. (2011). Evidence for bias in C and N concentrations and $\delta^{13}\text{C}$ composition of terrestrial and aquatic organic materials due to pre-analysis acid preparation methods. *Chemical Geology*, 282, 67-83. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2011.01.007>
- Buer, A.-L., Taylor, D., Bergström, P., Ritzenhofen, L. & Klemmstein, A. (2020). Nitrogen and phosphorus content in blue mussels (*Mytilus spp.*) across the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00705>
- Cabral, J. B. P., Oliveira, S. F., dos Santos, E. F., Becegato, V. A., Becegato, V. R. & Paulino, A. T. (2021). Potentially toxic metal environmental pollution in sediments of a model hydroelectric plant water reservoir in Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 80, 506. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09808-y>
- Conley, J. D., Humborg, C., Rahm, L., Savchuk, P. O. & Wulff, F. (2002). Hypoxia in the Baltic Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. *Environmental Science and Technology*, 36, 24, 5315-5320. DOI: [10.1021/es025763w](https://doi.org/10.1021/es025763w)
- Dahl, M., Deyanova, D., Gütschow, S., Asplund, M. E., Lyimo, L. D., Karamfilov, V., Santos, R., Björk, M. & Gullström, M. (2016). Sediment properties as important

- predictors of carbon storage in *Zostera marina* meadows: A comparison of four european areas. *PLoS ONE* 11, 12, e0167493. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167493>
- Dahlberg, A-K., Apler, A., Vogel, L., Wiberg, K. & Josefsson S. (2020). Persistent organic pollutants in wood fiber–contaminated sediments from the Baltic Sea. *Journal of Soils and Sediments*, 20, 2471–2483. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02610-6>
- Dahlberg, A-K., Apler, A., Frogner-Kockum, P., Göransson, G., Snowball, I., Wiberg, K. & Josefsson, S. (2021). Dispersal of persistent organic pollutants from fiber-contaminated sediments: Biotic and abiotic pathways. *Journal of Soils and Sediments*, 21, 1852–1865. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02871-1>
- Dallinger, R., Prosi, F., Segner, H. & Back, H. (1987). Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and proposal for further research. *Oecologia*, 73, 91-98. <https://doi.org/10.1007/BF00376982>
- Dargahi, B., Kolluru, V. & Cvetkovic, V. (2017). Multi-layered stratification in the Baltic Sea: Insight from a modeling study with reference to environmental conditions. *Journal of Marine Science and Engineering*, 5, 2. <https://doi.org/10.3390/jmse5010002>
- Eklund, B., Elfström, M., Gallego, I., Bengtsson, B-E. & Breitholtz, M. (2009). Biological and chemical characterization of harbour sediments from the Stockholm area. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 127-141. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0149-y>
- Fraser, M., Fortier, M., Foucher, D., Roumier, P-H., Brousseau, P., Fournier, M., Surette, C. & Caillancourt, C. (2017). Exposure to low environmental concentrations of manganese, lead and cadmium alters serotonin system of blue mussels. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37, 1, 192-200. <https://doi.org/10.1002/etc.3942>
- Frogner-Kockum, P., Kononets, M., Apler, A., Hall, P. O. J. & Snowball, I. (2020). Less metal fluxes than expected from fibrous sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110750. <https://doi.org/10.1016/j.marpollbul.2019.110750>
- Fukunaga, A., Anderson, M. J., Webster-Brown, J. G. & Ford, R. B. (2010). Individual and combined effects of heavy metals on estuarine infaunal communities. *Marine Ecology Program Series*, 402: 123-136. <https://doi.org/10.3354/meps08457>
- Gosavi, S. M., Tapkir, S. D., Kumkar, P., Verma, C. R. & Kharat, S. S. (2020). Act now before its too late: Copper exposure drives chemo-ecology of predator-prey dynamics of freshwater common spiny loach, *Lepidocephalichthys thermalisi* (Valenciennes 1846). *Environmental Research*, 186, 109509. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109509>
- Gustafsson, E. O. & Omstedt, A. (2009). Sensitivity of Baltic Sea deep water salinity and oxygen concentrations to variations in physical forcing. *Boreal Environment Research*, 14, 18-30. <http://www.borenv.net/BER/archive/ber141.htm>
- Hallberg, H. (2002) *Magnifik magnetit - en bok om Nymölla bruk*. Stora Enso Nymölla AB.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2013-10-31). *Hanöbukten - regeringsuppdrag*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013-10-31). Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2013-10-29-hanobuktsutredningen.html>

- HELCOM. (u.å.). *Our Baltic Sea*. State of the Baltic Sea - Holistic Assessment. <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/in-brief/our-baltic-sea/> Hämtad 2023-04-03
- Hertzman, J. (2016). *Bevarandeplan för Natura 2000-område SE0410068 Pukaviksbukten*. Länsstyrelsen Blekinge Län. https://www.lansstyrelsen.se/download/18.3da1c377162bd90d9ee689a/1526068963472/Pukaviksbukten_SE0410068_2016.PDF
- Holmborn, T. (2013). *Redovisning av miljögifter i sediment som provtogs i september 2013*. Kalmar läns kustvattenkommitté. http://www.kalmarlanskustvatten.org/index.php?option=com_herbfileselector&view=herbfileselector&Itemid=24
- Holm, M. (2014-07-01). *Hanöbuktenprojektet - En sammanställning av resultat från tillsynsinsats utförd 2014*. Länsstyrelsen i Skåne län. https://www.lansstyrelsen.se/download/18.26f506e0167c605d569477a6/1551709918318/Han%C3%B6bukten_rapport.pdf
- Jankowska, E., Michel, L. N. & Wlodarska-Kowalczyk, M. (2016). Sediment carbon sink in low-density temperate eelgrass meadows (Baltic Sea). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121, 12, 2918-2934. <https://doi.org/10.1002/2016JG003424>
- Jilbert, T., Cowie, G., Lintumäki, L., Jokinen, S., Asmala, E., Sun, X., Mörth, C.-M., Norkko, A. & Humborg, C. (2021). Anthropogenic inputs of terrestrial organic matter influence carbon loading and methanogenesis in coastal Baltic Sea sediments. *Frontiers in Earth Science*, 9:716416. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.716416>
- Johannesson, K., Smolarz, K., Grahn, M. & André, C. (2011). The future of Baltic Sea populations: local extinction or evolutionary rescue? *AMBIO*, 40, 179-190. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0129-x>
- Jonsson, P., Rappe, C., Kjeller, L.-O., Kierkegaard, A., Håkansson, L. & Jonsson, B. (1993). Pulp-mill related polychlorinated organic compounds in Baltic Sea sediments. *Ambio*, 22, 1, 37-43. <https://www.jstor.org/stable/4314035>
- Josefsson, S. (2016-12). *Miljöföreningar i sediment vid Blekinges kust och i Hanöbukten*. (SGU-rapport 2016:22). Sveriges geologiska undersökning. <https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport201622rapport/s1622-rapport.pdf>
- Josefsson, S., Larsson, O. & Törnqvist, O. (2020-04). *Fosfor och andra grundämnen i kust- och utsjösediment*. (SGUörapport 2020:05). Sveriges Geologiska Undersökning. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s2005-rapport.pdf>
- Karlsson, E. (2002). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2002*. Södra Cell AB.
- Karlsson, E. (2003). *Miljörapport Sökautmadra Cell Mörrum 2003*. Södra Cell AB.
- Kautsky, H. (1992). The impact of pulp-mill effluents on phytobenthic communities in the Baltic Sea. *Ambio*, 21, 4, 308-313. <https://www.jstor.org/stable/4313948>
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M. Marbá, N. & Middelburg, J. J. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles*, 24, 4, <https://doi.org/10.1029/2010GB003848>

- Kindeberg, T., Ørberg, S. B., Röhr, M. E., Holmer, M. & Krause-Jensen, D. (2018). Sediment Stocks of Carbon, Nitrogen and Phosphorus in Danish Eelgrass Meadows. *Frontiers in Marine Science*, 5, 474. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00474>
- Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J. H. & Laamanen, M. (2012). Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, 15, 105-114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.023>
- Kumar, A., Adamopoulos, S., Jones, D. & Amiandamhen, S. O. (2021). Forest biomass availability and utilization potential in Sweden: A review. *Waste and Biomass Valorization*, 12, 65-80. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-00947-0>
- Larsson, J., Smolarz, K., Swiezak, J., Turower, M., Czerniawska, N. & Grahn, M. (2018). Multi biomarker analysis of pollution effect on resident populations of blue mussels from the Baltic Sea. *Aquatic Toxicology*, 198, 240-256. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.02.024>
- Lehmann, A. & Myrberg, K. (2008). Upwelling in the Baltic Sea - A review. *Journal of Marine Systems*, 74, S3-S12. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.02.010>
- Länsstyrelsen Blekinge. (2022-07-06). *Natura 2000-område Hanöbukten (SE0410274) i Blekinge län*. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.74b418a31817ff11b112c4ec/1657108202422/Beskrivning%20Han%C3%B6bukten%20SE0410274.pdf>
- Länsstyrelsen Skåne. (2017). *Älgräs i Skåne 2016- fältinventering och satellitbildstolkning*. (2017:2). <https://www.lansstyrelsen.se/skane/om-oss/vara-tjanster/publikationer/2017/algras-i-skane-2016-faltinventering-och-satellitbildstolkning.html>
- Malmaeus, J. M. & Karlsson, O. M. (2010). Estimating costs and potentials of different methods to reduce the Swedish åosphorus load from agriculture to surface water. *Science of the Total Environment*, 408, 3, 473-479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.021>
- Manríquez, P. H., Llanos-Rivera, A., Galaz, S. & Camano, A. (2013). Ecotoxicological studies with newly hatched larvae of *Concholepas concholepas* (Mollusca, Gastropoda): bioassay with secondary-treated kraft pulp mill effluents. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98, 110-118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.015>
- McCahon, C. P. & Pascoe, D. (1988). Use of *Gammarus pulex* (L.) in safety evaluation tests: Culture and selection of a sensitive life stage. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 15, 3, 245-252. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(88\)90078-4](https://doi.org/10.1016/0147-6513(88)90078-4)
- Meyers, P. A. (1994). Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*, 114, 3-4, 289-302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)
- Moreno, F. (2018-01-06). *Svarta avfallsvattnet pumpas rakt ut i Östersjön*. Expressen. Hämtat den 2023-01-17 från <https://www.expressen.se/kvallsposten/qs/har-pumpas-svarta-doden-rakt-ut-i-vattnet/>
- Naturvårdsverket. (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav*. (Rapport 4914).

- Naturvårdsverket. (u.å.). *Stöd och information - förorenade sediment*. Naturvårdsverket vägledning och stöd. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/forenadede-omraden/forenadede-sediment/> Hämtad 2023-05-01
- Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O. & Gottby, L. (2016-12). *Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland*. (SGU-rapport 2016:21). Sveriges Geologiska Undersökning. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1621-rapport.pdf>
- Nurmesniemi, H., Pöykiö, R., Perämäki, P. & Kuokkanen, T. (2005). The use of a sequential leaching procedure for heavy metal fraction in green liquor dregs from a causticizing process at a pulp mill. *Chemosphere*, 61, 10. 1475-1485. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.114>
- Nybohm, I., Horlitz, G., Gilbert, D., Berrojalbiz, N., Martens, J., Arp, H. P. H. & Sobek, A. (2021). Effects of organic carbon origin on hydrophobic organic contaminant fate in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 55, 19, 13061-13071. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04601>
- Nylén, B. (1995). *Miljörapport Mörrums bruk 1995*. Södra Cell AB.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B. R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M. L. & Zaiko, A. (2010). Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE*, 5, 9; e12467. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012467>
- Olsson, J., Jonsson, A-L., Duberg, J., Lingman, A., Naddafi, R., Förlin, L., Parkkonen, J., Larsson, Å., Asker, N., Sturve, J., Ek, C., Faxneld, S. & Nyberg, E. (2018-02-26). *Miljön i Hanöbukten 2015–2017 – finns det ett samband mellan tillståndet för fisken, dess hälsa och belastningen av miljöfarliga ämnen?* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:10). Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/hanobukten-2015-17>
- Olsson, P. & Ljungberg, P. (2015–12). Undersökningar i Hanöbukten - *Undersökningar av fintrådiga alger, epi- och infauna samt fisk under hösten 2015 på uppdrag av Länsstyrelsen Skåne*. (Toxicon rapport 054-15). Toxicon AB. [https://www.lansstyrelsen.se/download/18.6ae610001636c9c68e56d94/1527075117890/Inventering%20av%20grunda%20bottnar%20i%20inre%20Han%C3%B6bukten%20\(L%C3%A4nsstyrelsen%20Sk%C3%A5ne%202015\).pdf](https://www.lansstyrelsen.se/download/18.6ae610001636c9c68e56d94/1527075117890/Inventering%20av%20grunda%20bottnar%20i%20inre%20Han%C3%B6bukten%20(L%C3%A4nsstyrelsen%20Sk%C3%A5ne%202015).pdf)
- Olsson, P., Lundgren, F., Sjölin, A. & Förlin, L. (2022–04). *Undersökningar i Öresund - Årsrapport 2021*. (077-21). Öresunds vattenvårdsförbund. <http://www.oresunds-yvf.se/wp-content/uploads/O%CC%88VF-a%CC%8Arssrapport-bok-rev1-sep-22.pdf>
- Palmkvist, J., Ljungman, A., Ericsson, U., Christensson, M., Johansson, J., Nilsson, P-A., Rådén, R., Mattsson, M., Qvarfordt, S., Wallin, A. & Borgiel, M. (2014-04-30). *Hanöbuktens kustvattenmiljö 2013*. (2128). Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten.. <https://uploads.staticjw.com/ha/hanobukten/hanobukten-2013.pdf>
- Palmkvist, J., Ljungman, A., Scherer, A., Ericsson, U., Christensson, M., Nilsson, P-A., Johansson, J., Rådén, R., Mattsson, M., Wallin, A. Qvarfordt, S., & Borgiel, M. (2015-05-18). *Hanöbuktens kustvattenmiljö 2014*. (2129). Blekinge Kustvatten och

- Luftvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. <https://uploads.staticjw.com/ha/hanobukten/hanobukten-2014.pdf>
- Petersen, J. K., Schou, O. & Thor, P. (1997). In situ growth of the ascidian *Ciona intestinalis* (L.) and the blue mussel *Mytilus edulis* in an eelgrass meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218, 1, 1-11. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00064-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00064-6)
- Poulsen, E., Riisgård, H. U. & Møhlenberg, F. (1982). Accumulation of cadmium and bioenergetics in mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 68, 25-29. <https://doi.org/10.1007/BF00393137>
- Protasowicki, M., Dural, M. & Jaremek, J. (2008). Trace metals in the shells of blue mussels (*Mytilus edulis*) from the Poland coast of Baltic Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141, 329-337. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9899-4>
- Pöykiö, R., Taskila, E., Perämäki, P., Nurmesniemi, H., Kivilinna, V.-A., Kuokkanen, T. & Virta, P. (2004). Sediment, perch, (*Perca fluviatilis* L.) and bottom fauna as indicators of effluent discharged from the pulp and paper mill complex at Kemi, northern Finland. *Water, Air and Soil Pollution*, 158, 325-343. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000044863.25825.e0>
- Pöykiö, R., Nurmesniemi, H., Kivilinna, V. A. & Kuokkanen, T. (2010). Long-term changes in the effluent loads from pulp and paper mills, the introduction of BAT technology, and their effects on extractable organic halogens concentrations in sediment in part of the Bothnian Bay. *Water Science & Technology*, 62, 6, 1288-1295. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.421>
- Ratia, H. M., Vehniäinen, E.-R., Rusanen, A. T. & Oikari, A. O. J. (2014). Recovery of Historically Contaminated Watercourse Polluted by the Chemical Wood Industry: EROD Activity in Fish as Biomarker. *Soil and Sediment Contamination: An international Journal*, 23, 2, 211-225. <https://doi.org/10.1080/15320383.2014.812613>
- Remeikaitė-Nikienė, N., Garnaga-Budrė, G., Lujanienė, G., Jokšas, K., Stankevičius, A., Malejevas, V. & Barisevičiūtė R. (2018). Distribution of metals and extent of contamination in sediments from the south-eastern Baltic Sea (Lithuanian zone). *Oceanologia*, 60, 2, 193–206. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.11.001>
- Reusch, T. H. B. (1998). Differing effects of eelgrass *Zostera marina* on recruitment and growth of associated blue mussels *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series*, 167, 149-153. [doi:10.3354/meps167149](https://doi.org/10.3354/meps167149)
- Riisgård, H. U., Larsen, P. S., Turja, P. & Lundgreen, K. (2014). Dwarfism of blue mussels in the low saline Baltic Sea - growth to the lower salinity limit. *Marine Ecology Progress Series*, 517, 181-192. <https://doi.org/10.3354/meps11011>
- Rodhe, J. & Winsor, P. (2002). On the influence of the freshwater supply on the Baltic Sea mean salinity. *Tellus*, 54A, 175-186. [DOI 10.1034/j.1600-0870.2002.01307.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0870.2002.01307.x)
- Rydin, E., Malmaeus, J. M., Karlsson, O. M. & Jonsson, P. (2011). Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 92, 1, 111-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.020>

- Röhr, M. E., Boström, C., Canal-Vergés, P. & Holmer, M. (2016) Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences*, 13, 6139-6163. <https://doi.org/10.5194/bg-13-6139-2016>
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M. Söderqvist, T. & Wennhage, H. (2007). Ecosystem goods and services from swedish coastal habitats: Identification, valuation and implications of ecosystem shifts. *Ambio*, 36, 7, 534-544. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[534:EGASFS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[534:EGASFS]2.0.CO;2)
- Schøyen, M., Allan, I. J., Ruus, A., Håvardstun, J., Hjermann, D. Ø. & Beyer, J. (2017). Comparison of caged and native blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) for environmental monitoring of PAH, PCB and trace metals. *Marine Environmental Research*, 130, 221-232. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.025>
- SFS 2019:66. *Djurskyddsförordning*. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/djurskyddsforordning-201966_sfs-2019-66
- Sjölin, A. (2021-04-15). *Miljögifter i biota - Undersökning av metaller och organiska miljögifter i blåmusslor samt metaller i blåstång längs Kalmar läns kust hösten 2020*. (RAPPORT: 058-20). Niras. http://www.kalmarlanskustvatten.org//components/com_herbfileselector/docs/807.pdf
- SLU. (u.å.). *Raggsträfsse Chara horrida*. SLU artdatabanken. <https://artfakta.se/naturvard/taxon/chara-horrida-329> Hämtad 2023-03-02
- Sobek, A., Sundqvist, K. L., Assefa, A. T. & Wiberg, K. (2015). Baltic Sea sediment records: Unlikely near-future declines in PCBs and HCB. *Science of the Total Environment*, 518-519, 5-15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.093>
- Sofyan, A., Price, A. J. & Birge, W. J. (2007). Effects of aqueous, dietary and combined exposures of cadmium to *Ceriodaphnia dubia*. *Science of the Total Environment*, 285, 1-3, 108-116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.07.003>
- Sokolowski, A., Wolowicz, M., Hummel, H., Smolarx-Górska, K., Fischet, D., Tadenac, G., Thiriote-Quévieux, C. & Namiesnik, J. (2004). Abnormal features of *Macoma balthica* (Bivalvia) in the Baltic Sea: altering symptoms of environmental adversity?. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 1-2, 17-22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.04.002>
- Strömgen, T. (1982). Effect of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 72, 69-72. <https://doi.org/10.1007/BF00393949>
- Sunila, I. & Lindström, R. (1985). Survival, growth and shell deformities of copper- and cadmium-exposed mussels (*Mytilus edulis* L.) in brackish water. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21, 4, 555-565. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(85\)90056-3](https://doi.org/10.1016/0272-7714(85)90056-3)
- Suursaar, Ü., Aps, R., Martin, G., Põllumäe, A. & Kaljurand, K. (2008). Monitoring of the pulp mill effluents in the coastal waters of North Estonia. *Transactions on Ecology and the Environment*, 111, 217-226. DOI:10.2495/WP080211
- Svedäng, H., Grimvall, A. & Sundblad, E-A. (2018-04-12). *Hanöbukten - en varningslocka*. (Rapport nr 2018:2). Havsmiljöinstitutet.

https://www.researchgate.net/publication/324538025_HANOBUKTEN-EN_VARNINGSKLOCKA

- Svendsen, L. M., Hansson, K., Tornbjerg, H., Oblomkova, N., Haapaniemi, J., Bojanowski, D., Enner, P., Frank-Kamenetsky, D., Kokorite, I., Kootilainen, P., Mönnich, J., Ojamäe, K., Plunge, S., Pecio, A., Pohl, M., Räike, A., Soolov, A., Sonesten, L. & Uudeberg, K. (2021). *Background information on the Baltic Sea catchment area for the Seventh Baltic Sea Pollution load compilation (PLC-7)*. HELCOM. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/12/Background-information-on-the-Baltic-Sea-catchment-area-for-the-Seventh-Baltic-Sea-Pollution-load-compilation-PLC-7-211202.pdf>
- Södra. (2011). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2011*.
- Södra. (2015) *Södra visar vägen - Års- och hållbarhetsredovisning 2015*. <https://www.sodra.com/download/sp/ars--och-hallbarhetsredovisning-2015>
- Södra. (2016) *Södra visar vägen - Års- och hållbarhetsredovisning 2016*. <https://www.sodra.com/download/sp/ars--och-hallbarhetsredovisning-2016>
- Södra. (2004). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2004*.
- Södra. (2005). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2005*.
- Södra. (2006). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2006*.
- Södra. (2007). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2007*.
- Södra. (2008). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2008*.
- Södra. (2009). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2009*.
- Södra. (2010). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2010*.
- Södra. (2011). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2011*.
- Södra. (2012). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2012*.
- Södra. (2013). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2013*.
- Södra. (2014). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2014*.
- Södra. (2015). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2015*.
- Södra. (2016). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2016*.
- Södra. (2017). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2017*.
- Södra. (2018). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2018*.
- Södra. (2019a). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2019*.
- Södra. (2019b) *Södra visar vägen - Års- och hållbarhetsredovisning 2019*. <https://www.sodra.com/download/sp/arsredovisning-och-hallbarhetsredovisning-2019>
- Södra. (2020a). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2020*.
- Södra. (2020b) *Års och hållbarhetsredovisning 2020*. Södra. <https://www.sodra.com/download/sp/ars-och-hallbarhetsredovisning-2020>
- Södra. (2021a). *Miljörapport Södra Cell Mörrum 2021*.
- Södra. (2021b) *Erik och Maria är två av 51 938 medlemmar i Södra - Års- och hållbarhetsredovisning 2021*. <https://www.sodra.com/download/sp/ars--och-hallbarhetsredovisning-2021>

- Södra. (u.å.). Södra Cells massabruk i Mörrum. <https://www.sodra.com/sv/se/massa/produktion/sodra-cell-morrum/> Hämtad 2023-01-23
- Theodorakis, C. W., Lee, K-L., Adams, S. M. & Law, C. B. (2006). Evidence of altered gene flow, mutation rate, and genetic diversity in redbreast sunfish from a pulp-mill-contaminated river. *Environmental Science and Technology*, 40, 1, 377-386. <https://doi.org/10.1021/es052095g>
- Tobiasson, S., Fredriksson, S., Nilsson, J., Sjölin, A. & Olsson, P. (2020-04-29). *Hanöbukstens kustvattenmiljö 2019*. (LNU 2020:7). Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. <https://uploads.staticjw.com/ha/hanobukten/arsrapport-hanobukten-2019.pdf>
- Tobiasson, S., Fredriksson, S., Lundgren, F., Sjölin, A. & Olsson, P. (2021-04-29). *Hanöbukstens kustvattenmiljö 2020*. (LNU 2021:7). Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. https://uploads.staticjw.com/ha/hanobukten/arsrapport-2020_compressed-komprimerad.pdf
- Tobiasson, S., Fredriksson, S. & Olsson, P. (2022-05-05). *Hanöbukstens kustvattenmiljö 2021*. (LNU 2022:5). Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. <http://www.hanomiljo.se/resultat>
- Tyor, A. K., Fulia, A. & Sharma, R. K. (2012). Impact of paper mill effluent on the survival and hatchability of eggs of *Cyprinus carpio*. *Research Journal of Environmental Toxicology*, 6, 2, 33-41. <https://dx.doi.org/10.3923/rjet.2012.33.41>
- Verta, M., Kivirata, H., Salo, S., Malve, O., Korhonen, M., Verkasalo, P. K., Ruokojärvi, P., Rossi, E., Hanski, A., Päätaalo, K. & Vartiainen, T. (2009). A decision framework for possible remediation of contaminated sediments in the River Kymijoki, Finland. *Environmental Science and Pollution Research*, 16, 95-105 <https://doi.org.ludwig.lub.lu.se/10.1007/s11356-008-0061-9>
- Väinölä, R. & Strelkov, P. (2011). *Mytilus trossulus* in northern Europe. *Marine Biology*, 158, 817-833. <https://doi.org/10.1007/s00227-010-1609-z>
- Walker, T. R., Willis, R., Gray, T., MacLean, B., Mcmillan, S., Leroy, M., Appleton, R., Wambolt, N. & Smith M. (2015). *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 24, 5, 471-493. <https://doi.org/10.1080/15320383.2015.982244>
- Wieger, C. (2002). *Mörrums Bruk under 40 år*. Mörrums bruk.
- Wiklund, A-K. E., Sundelin, B. & Broman, D. (2005). Toxicity evaluation by using intact sediments and sediment extracts. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 6, 660-667. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.02.030>
- Wikström, S. A. & Kautsky, L. (2007). Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72, 168-176. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.10.009>

- Wikström, S., Kautsky, L. & Malm, T. (2000). The effects of chlorine-free pulp mill effluents on reproduction and grazing interactions in baltic sea *fucus vesiculosus* l., *Opbelia*, 53, 3, 173-179. [DOI: 10.1080/00785326.2000.10409447](https://doi.org/10.1080/00785326.2000.10409447)
- World Health Organisation. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda*. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/352532/9789240045064-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y#page=195>
- Yook, S., Park, H., Lee, S-Y., Kwon, J. & Youn, H. J. (2020). Barrier coatings with various types of cellulose nanofibrils and their barrier properties. *Cellulose*, 27, 4509-4523. <https://doi.org/10.1007/s10570-020-03061-5>

Bilaga 1 – Analysvärden för kol och kväve

Tabell 1. Analysvärden för organiskt kol, oorganiskt kol, kväve och C_{org}/N-kvot

I tabellen återfinns analysvärden för samtliga provpunkter för organiskt kol, oorganiskt kol, kväve samt kvoten mellan organiskt kol och kväve. Sedimentkärna S1A är markerad med rött, sedimentkärna S1B med ljusrött, sedimentkärna S2A med blått och sedimentkärna S2B med mörkblått.

Provpunkt	C _{org} (%)	Co _{org} (%)	N (%)	C _{org} /N
S1A 0–1	3,993	3,593	0,416	9,599
S1A 1–2	3,014	0,749	0,273	11,040
S1A 2–3	2,925	0,294	0,283	10,336
S1A 4–5	1,56	0,998	0,129	12,093
S1A 5–6	2,151	1,284	0,191	11,262
S1A 7–8	4,066	1,574	0,372	10,930
S1A 8–9	4,053	0	0,350	11,580
S1A 10–11	3,695	0,950	0,300	12,317
S1A 12–13	3,155	3,024	0,257	12,276
Medel S1A	3,179 ± 0,884	1,385 ± 1,197	0,286 ± 0,089	11,270 ± 0,916
S1B 0–1	8,101	1,192	0,872	9,290
S1B 1–2	7,504	0,352	0,832	9,019
S1B 2–3	7,678	1,379	0,855	8,980
S1B 4–5	3,891	2,042	0,425	9,155
S1B 5–6	7,657	0	0,521	14,697
S1B 7–8	1,59	1,683	0,154	10,325
S1B 8–9,5	2,558	0	0,257	9,953
Medel S1B	5,568 ± 2,789	0,950 ± 0,830	0,559 ± 0,299	10,203 ± 2,045
S2A 0–1	4,685	2,594	0,485	9,660
S2A 1–2	9,794	0,111	1,045	9,372
S2A 2–3	9,967	0,167	1,054	9,465
S2A 4–5	8,982	0,716	0,949	9,465
S2A 5–6	9,362	0,341	1,047	8,942
S2A 7–8	8,782	0,703	0,941	9,333
S2A 8–9	8,985	0,462	0,964	9,321

Medel S2A	8,651 ± 1,803	0,728 ± 0,856	0,926 ± 0,201	9,364 ± 0,219
S2B 0-1	7,174	0,349	0,838	8,561
S2B 1-2	9,973	0,662	1,168	8,537
S2B 2-3	9,269	0,511	1,054	8,794
S2B 4-5	9,760	0	1,126	8,669
S2B 5-6	8,557	1,249	0,970	8,819
S2B 7-8	8,780	1,186	0,997	8,807
S2B 8-9	8,345	1,145	0,918	9,086
S2B 11-12	8,499	0,473	0,886	9,589
S2B 12-13	10,015	0,313	1,029	9,731
S2B 14-15	10,083	0	0,999	10,088
S2B 16-17	8,852	0,185	0,933	9,493
S2B 18-19	9,506	0,232	1,002	9,483
S2B 20-21	9,520	0,105	0,950	10,018
S2B 21-22,5	9,377	0,223	0,948	9,886
Medel S2B	9,122 ± 0,811	0,474 ± 0,856	0,987 ± 0,089	9,954 ± 0,561

Bilaga 2 – Naturvårdsverkets jämförvärden för metaller i sediment

Tabell 1. Jämförvärden för metaller i sediment

Naturvårdsverkets jämförvärden för metaller i sediment (mg/kg torrsvikt) för svensk standard (Naturvårdsverket, 1999). Endast värden för metaller som analyserats i den här studien återges här.

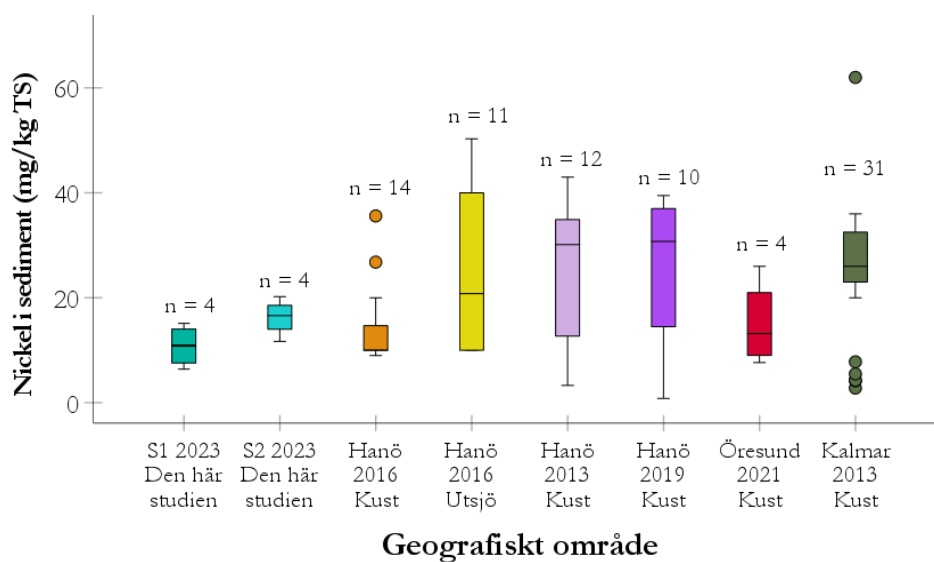
Ämne	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Jämförvärde	20	0,2	15	30	25	85

Tabell 2. Bedömning av avvikelse från jämförvärde

Avvikelseklassning av metaller i sediment. Vid klassning divideras det uppmätta värdet med jämförvärdet i tabellen ovan. Kvoten klassificeras sedan i klass 1–5 i den här tabellen. (Naturvårdsverket, 1999).

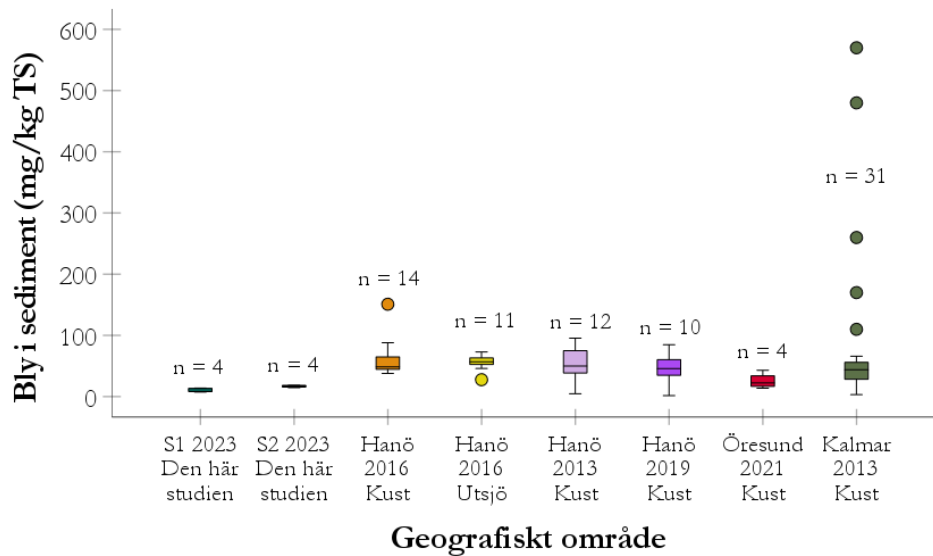
Metall	Klass 1 Obetydlig avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
As	≤1,0	1,0–1,7	1,7–2,8	2,8–4,5	>4,5
Cd	≤1,0	1,0–2,5	2,5–6,0	6,0–15	>15
Cu	≤1,0	1,0–2,0	2,0–3,3	3,3–5,3	>5,3
Ni	≤1,0	1,0–1,5	1,5–2,2	2,2–3,3	<3,3
Pb	≤1,0	1,0–1,6	1,6–2,6	2,6–4,4	<4,4
Zn	≤1,0	1,0–1,5	1,5–2,4	2,4–4,2	<4,2

Bilaga 3 – Jämförelser för nickel, bly och zink i sediment



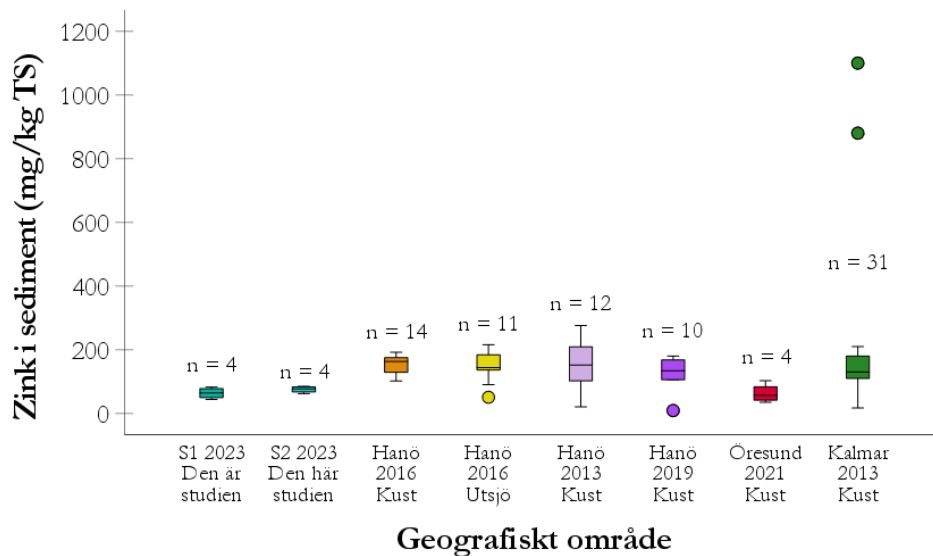
Figur 1. Jämförelse för nickelhalter mellan den här och andra studier

De uppmätta halterna nickel i den här studien är relativt låga i jämförelse med uppmätta nickelhalter i andra studier i Hanöbukten, Öresund och längsmed Kalmar läns kust (Holmborn, 2013; Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2013; Tobiasson et al., 2020).



Figur 2. Jämförelse för blyhalter mellan den här och andra studier

De uppmätta halterna bly i den här studien är relativt låga i jämförelse med uppmätta blyhalter i andra studier i Hanöbukten, Öresund och längsmed Kalmar läns kust (Holmborn, 2013; Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2013; Tobiasson et al., 2020).



Figur 3. Jämförelse för zinkhalter mellan den här och andra studier

De uppmätta halterna zink i den här studien är relativt låga i jämförelse med uppmätta zinkhalter i andra studier i Hanöbukten, Öresund och längsmed Kalmar läns kust (Holmborn, 2013; Josefsson, 2016; Olsson et al., 2022; Palmkvist et al., 2013; Tobiasson et al., 2020).



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund