

Metaller i Vombsjön

Mygglarver som bioindikator för miljöövervakning

SIRI BENGTTSSON 2023

MVEK12 EXAMENSARBETE FÖR KANDIDATEXAMEN 15 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET





LUNDS
UNIVERSITET

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

Lunds universitet

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

Metaller i Vombsjön

Mygglarver som bioindikator för miljöövervakning

Siri Bengtsson

2023



LUNDS
UNIVERSITET

Siri Bengtsson

MVEK12 Examensarbete för Kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet

Huvudhandledare: Maria Hansson, CEC - Centrum för miljö- och klimatvetenskap,
Lunds universitet

Externa/biträdande handledare: Christian Alsterberg, Sydvatten

CEC - Centrum för miljö- och klimatvetenskap

Lunds universitet

Lund 2023

Abstract

This study investigates concentrations of eight metals (Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, As) in the freshwater resource Lake Vomb, located in the south of Sweden (Scania), and explores the potential use of deformed *Chironomidae* larvae as bioindicator. Sediment samples from six locations were analysed against threshold values from the Swedish Agency for Marine and Water Management and background values from the Swedish Environmental Protection Agency. Nickel (Ni) exhibited a significant departure, indicating contamination. Uncertainties regarding the risks associated with metal concentrations arise due to sediment properties. The literature review suggests that deformed larvae are unsuitable bioindicators, given the unknown causes of deformations and the potential influence of other environmental pollutants. Results indicate that the larvae may serve as general bioindicators for pollution, lacking specificity regarding the contaminant nature. This research emphasizes the importance of thoroughly assessing metal concentrations in Lake Vomb and questions the utility of deformed *Chironomidae* larvae as singular indicators of heavy metal pollution. Further research is needed to better understand the relationships between metal concentrations, sediment properties, and bioavailability. Ultimately, the study underscores the complexity of assessing the environmental impact of metals and highlights the need to refrain from hasty conclusions or recommendations based on limited information.

Keywords: Bioindicators, Chironomidae, Freshwater source, Lake Vomb, Metal concentrations, Pollution, Sediment sampling

Populärvetenskaplig sammanfattning

Metaller förekommer naturligt i jordskorpan men på grund av industrialiseringen har spridningen av metaller i miljön ökat vilket har resulterat i att många av världens sjöar är förorenade. För att övervaka metallkoncentrationerna i sjöar kan bioindikatorer användas, vilket är en organism som reagerar på en miljöförändring.

Sydvatten är ett företag som producerar dricksvatten ur Vombsjön som ligger i Skåne. År 2021 utförde Medins Havs och Vattenkonsulter en inventering av Vombsjöns bottenfauna åt Sydvatten. De fann ett högt antal deformerade mygglarver, det tros bero på att larverna har varit i kontakt med metaller eller bekämpningsmedel. Tidigare forskning tyder på att det finns potential att använda dessa deformerade mygglarver som en bioindikator för metaller.

Denna studie undersöker åtta metallkoncentrationer (Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, As) i dricksvattentäkten Vombsjön. Studien utforskar potentiella risker som metallkoncentrationerna kan medföra samt potentialen av att använda deformerade larver ur familjen *Chironomidae* som bioindikator för att övervaka dessa metaller.

Sedimentprover togs på sex olika platser i Vombsjön med en Ekmanhämtare som skickades in till laboratoriet SGS Analytics Sweden för metallanalys. Metallkoncentrationerna jämfördes med gränsvärden från Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) samt jämförvärden från Naturvårdsverkets rapport 4913. En litteraturstudie utfördes för att ta reda på om mygglarver kan användas som bioindikator.

Resultatet visade att metallkoncentrationerna avvek generellt lite för samtliga metaller med undantag från Ni som avvek tydligt vilket kan innebära att sjön är förorenad. Det uppmättes måttligt höga koncentrationer av Ni och Cu vilket kan bidra till biologiska effekter. Slutligen anses mygglarver som bioindikator inte lämplig då det inte är känt vilka metaller som ger upphov till deformationerna samt att deformationerna kan orsakas av andra faktorer än metaller, exempelvis bekämpningsmedel.

Nyckelord: Bioindikatorer, Chironomidae, Dricksvattentäkt, Vombsjön, Metallkoncentrationer, Förorening, Sedimentprovtagning

Innehållsförteckning

Abstract 4

Populärvetenskaplig sammanfattning 5

Innehållsförteckning 6

Inledning 9

Metaller 9

Bioindikatorer 9

Faunainventeringen i Vombsjön 2021 10

Syfte och frågeställningar 11

Angränsningar 11

Miljövetenskaplig relevans 12

Etisk reflektion 12

Metod 13

Platsbeskrivning 13

Sedimentprovtagning 14

Bedömning av metallkoncentrationerna 16

Kriterier för bioindikatorer 18

Sökstrategi 19

Resultat 20

Bedömning av Vombsjöns metallkoncentrationer 20

Jämförelse med kriterierna för bioindikatorer 22

1. Lätt att mäta 22
2. Känslig för påverkan på ekosystemet 23
3. Reagerar förutsägbart på stress 23

4. Vara förebyggande 24
5. Förutsäger förändringar som kan förebyggas 24
6. Vara integrativ 24
7. Känd reaktion på störningar 25
8. Låg variabilitet 25

Diskussion 26

Analys och bedömning av metallkoncentrationerna 26

Potentiella föroreningskällor 26

Metallkoncentrationernas risker 27

Bedömning av kriterierna för bioindikatorer 28

Studiens begränsningar 29

Studiens samhällsrelevans 30

Förslag på fortsatta studier 30

Slutsats 32

Tack 33

Referenser 34

Lista av förkortningar

Cu	Koppar
Zn	Zink
Cd	Kadmium
Pb	Bly
Hg	Kvicksilver
Cr	Krom
Ni	Nickel
As	Arsenik
HaV	Havs- och vattenmyndigheten
ANOVA	Analysis of Variance (Variansanalys)
BQI	Benthic Quality Index

Inledning

Metaller

Metaller är ämnen som förekommer naturligt i jordskorpan och används inom olika områden som lantbruk, medicin, teknik och industriella processer (Tchounwou et al., 2012). Den breda tillämpningen har lett till att metaller har spridits i miljön, vilket har resulterat i att många av världens sjöar är kontaminerade av metaller som härstammar från antropogen aktivitet (Peng et al., 2009).

I den akvatiska miljön hittas metaller i löst tillstånd i vattnet, som kolloider, i suspension och i sediment. Metallerna ackumuleras i sedimentet genom interaktioner med organismer eller andra ämnen, och därför påträffas en betydande andel av metaller i den akvatiska miljön just i sedimentet (Peng et al., 2009). Från sedimentet kan organismer ta upp metallerna, och eftersom metaller har en tendens att bioackumuleras, överförs de i näringskedjan (Dallinger & Segner, 1987). Exempel på bioackumulerande metaller är Hg, Ag, Pb och Ni (Sharma & Agrawal, 2005).

Vissa metaller som Cd, Hg och As, är giftiga för metallkänsliga enzymer, och exponering av dessa kan leda till att tillväxten hämmas eller att organismen dör (Sharma & Agrawal, 2005). Människor exponeras vanligtvis av metaller genom inhalering eller förtäring. Vid exponering av höga koncentrationer kan metaller orsaka förgiftning vilket i sin tur kan leda till skador på vitala organ såsom hjärnan, lungorna, levern och blodkompositionen (Jaishankar, 2014). Vissa metaller klassas som potentiellt cancerogena men de kan även ge upphov till andra sjukdomar, exempelvis itai-itai-sjukan som orsakas av Cd eller minamatasjukan som orsakas av Hg (Sharma & Agrawal, 2005).

Bioindikatorer

I en tid där bevarandet av dricksvattentäkter är av stor vikt blir behovet av att övervaka metaller och deras påverkan på det akvatiska ekosystemet allt större. En metod som har visat sig användbar för detta syfte är genom användning av bioindikatorer (Zhou et al., 2008). Bioindikatorer är levande organismer som används för att bedöma tillståndet i miljön och övervaka förändringar (Parmar et al., 2016). Användningen av

bioindikatorer erbjuder flera fördelar för övervakningen av metaller och andra föroreningar (Parmar et al., 2016). Deras närvaro och tillstånd ger en indikation på miljöns kvalitet och kan fungera som en tidig varningssignal för potentiella problem. Bioindikatorer möjliggör även en långsiktig övervakning och kan fånga upp förändringar över tid, vilket är avgörande för att förstå de långsiktiga effekterna av mänsklig påverkan på ekosystemet (Parmar et al., 2016).

Vanligt förekommande bioindikatorer för övervakning av metallföroreningar i akvatiska ekosystem är plankton, insekter, blötdjur, fisk, växter och fåglar (Zhou et al., 2008). För att övervaka metaller i sediment är mygglarver från familjen *Chironomidae* en potentiell kandidat (Ochieng et al., 2008). Dessa larver lever i bottensedimentet och livnar sig på organiskt material och mineralpartiklar vilket gör att de kan exponeras av kontaminerat sediment under hela larvstadiet (Vermeulen, 1995). Detta kan leda till morfologisk deformation hos mygglarverna. Deformationer sker ofta i mundelarna och inkluderar splittrade, reducerade och asymmetriska tänder, saknade eller extra tänder, stora luckor, fusioner och omfattande förändringar i den ursprungliga morfologin (Vermeulen, 1995).

Faunainventeringen i Vombsjön 2021

Sydvatten är ett företag som producerar dricksvatten från Vombsjön, belägen i Skåne. Den 4 oktober 2021 utförde Medins Havs och Vattenkonsulter AB, hädanefter Medins, en faunainventering i Djuphålan i Vombsjön (se punkt 2 i Figur 3) på uppdrag av Sydvatten (Christian Alsterberg, personlig kommunikation, 3 nov 2023). Fem prover togs med en Ekmanhämtare, proverna sällades med masktätheten 0,5 x 0,5 mm och konserverades sedan i 70 % etanol. Djuren sorterades på ett laboratorium och identifierades med ljusmikroskop.

För att bedöma kvaliteten av Vombsjöns bottenfauna använde Medins Benthic Quality Index (BQI) (Christian Alsterberg, personlig kommunikation, 3 nov 2023). BQI är ett index som Havs- och vattenmyndigheten rekommenderar att använda för att mäta tillståndet i sjöars profundal, dvs sjöns bottenzon (Havs- och Vattenmyndigheten, 2018). BQI tar i hänsyn till olika fjädermyggarters känslighet mot låga syrgashalter och svarar främst på förorening av näringsämnen. Klasserna delas in i hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status där BQI-intervallerna för de olika statusklasserna skiljer sig beroende på vilken ekoregion sjön tillhör. Medins utvärderade även syretillståndet på botten.

Resultatet visade att Vombsjöns profundal hade status otillfredsställande med ett BQI värde på 1,1 och syretillståndet klassades måttligt syrerikt (Christian Alsterberg, personlig kommunikation, 3 nov 2023). Bottenfaunan dominerades av fjädermyggsgruppen *Chironomus plumosus* som frodas i näringsrika sjöar. Medins observerade att 13 % av 53 chironomider uppvisade mundelsskador, dvs

deformationer på mentum och mandibler. Denna frekvens bedömde Medins som måttligt hög och tros vara resultatet av exponering för olika typer av miljögifter som metaller, pesticider och DDT.

Syfte och frågeställningar

Syftet med denna studie är att vidare undersöka Vombsjöns profundal genom att besvara följande frågeställningar:

1. Vad är metallkoncentrationerna i Vombsjöns bottensediment?
2. Hur kan de observerade metallkoncentrationerna i Vombsjöns bottensediment relateras till potentiella miljörisker eller påverkan på det akvatiska ekosystemet i Vombsjön?
3. Kan mygglarver fungera som en biologisk indikator för att övervaka och bedöma metallföroreningar i sediment?

Genom att besvara dessa frågor kan studien bidra till en bättre förståelse av metallernas miljöpåverkan i Vombsjön samt utgöra ett viktigt steg mot att säkerställa en hållbar och hälsosam vattenförsörjning för framtiden då sjön är en dricksvattentäkt.

Avgränsningar

Studien fokuserar uteslutande på att undersöka mygglarver från familjen *Chironomidae* genom en litteraturstudie. Denna begränsning motiveras av det specifika sambandet mellan dessa mygglarver och observationer av mundelsdeformationer som påträffades i Vombsjön under 2021. Utöver det kommer fokus att ligga på mundelsdeformationer som respons. Alltså är andra responser relaterade till chironomider utanför arbetets ramar. Slutligen avgränsas studien till att enbart analysera risker associerade med koncentrationerna av koppar, zink, kadmium, bly, kvicksilver, krom, nickel och arsenik (Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, As) i sedimentet, trots att andra metaller kan påträffas i Vombsjöns sediment. Detta beror på att svenska gränsvärden och jämförelsevärden i sediment endast finns för dessa metaller.

Miljövetenskaplig relevans

Denna studie har betydelse inom miljövetenskapen då den hanterar miljöproblem som är betydande för Sveriges nationella miljömål och de globala miljömålen. Den har en stark koppling till det svenska miljömålet *Levande sjöar och vattendrag*, det globala målet *Liv under vatten*. Genom att utföra en noggrann analys av förekomsten av metaller i Vombsjön bidrar studien till att öka insikten om hur metaller utgör ett hot mot den biologiska mångfalden i akvatiska ekosystem och kan därigenom bidra till att bevara och skydda akvatiska ekosystem.

Vidare kan denna studie kopplas till det svenska målet *Giftfri miljö* och det globala målet *Rent vatten och sanitet för alla*, eftersom undersökning av metallernas närvaro och deras påverkan på ekosystemet bidrar till kunskap som kan användas för att utveckla effektiva åtgärder och strategier för att minska spridningen av metaller. På så vis kan miljö- och vattenkvaliteten förbättras i Sverige men även globalt.

Etisk reflektion

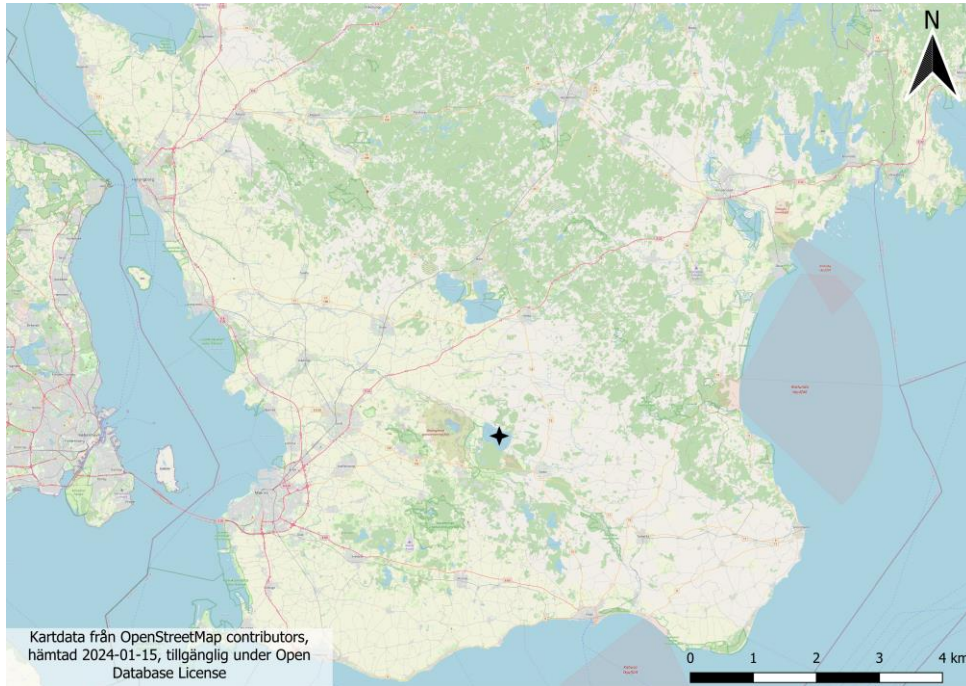
Studien omfattar provtagning i Vombsjöns bottensediment vilket är ett ingrepp i miljön. Detta stör bottenfaunan och floran på lokal nivå men bedöms inte påverka hela ekosystemet. Provtagningen kan anses etiskt och moraliskt motiverat då den kan vara nödvändig för att skydda och övervaka sjöars miljö. I detta fall är sjön även en dricksvattentäkt vilket medför att provtagningen bidrar till insikt om potentiella miljögifter som även kan påverka människors hälsa.

Då delar av arbetet är en litteraturstudie kan flera etiska dilemman uppkomma kring forskningsetik. Vid genomförandet av en litteraturstudie granskas tidigare publicerade resultat vilket medför att det finns en risk för plagiering. Källor som används ska vara noggrant utvalda refererade på korrekt sätt för att inte överträda god forskningssed.

Metod

Platsbeskrivning

Dricksvattentäkten Vombsjön är belägen i Skåne (Figur 1) och har en yta på 12,8 km² (Vought, 2011). Avrinningsområdet är 444 km² varav det största avrinningsområdet är Björkaån på 332 km² som ligger sydöst om sjön (Figur 3). Runtom avrinningsområdet finns det ca 15 000 invånare och 70 % av omgivningen är åkermark. Djuphålan är sjöns djupaste punkt och är belägen centralt i sjön (se punkt 2 i Figur 3). Berggrunden i området utgörs främst av kalksten, sandsten och lera men längs med den norra kanten av sjön består berggrunden av lera, lerskiffer, sandsten och kol (Sveriges Geologiska Undersökning, u. åa). Jordarter som förekommer kring sjön är främst isälvsediment men även postglacial sand och grus förekommer (Sveriges Geologiska Undersökning, u. åb).

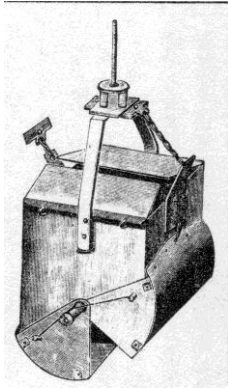


Figur 1 Översiktskarta över Skåne

Karta över Skåne där den svarta stjärnan markerar ut Vombsjön. Kartan är skapad i QGIS med hjälp av OSM Standard (OpenStreetMap contributors, 2017).

Sedimentprovtagning

Den 2 november 2023 togs elva sedimentprover, från en båt med en Ekmanhämtare (Figur 2) på sex platser i Vombsjön (Figur 3). Platserna var förbestämda av Sydvatten och koordinaterna anges i referenssystemet WGS 84 i Tabell 1. På varje plats avlästes djupet med ekolod för att ta reda på hur djupt Ekmanhämtaren ska firas ned. Ekmanhämtaren öppnades och firades ned med en vinsch till botten. En vikt placerades på vajern, vilket får gångjärnen på Ekmanhämtaren att slå ihop, och det uppgrävda sedimentet fördes över i plastburkar med lock (250 ml). På varje plats togs två provreplikater från det uppgrävda sedimentet, utom på plats 6 där ett prov togs eftersom ett burklock blåste bort. Proverna skickades in till SGS Analytics Sweden, som analyserade proverna med den standardiserade metoden *Slam, behandlat bioavfall och mark - Bestämning av grundämnen med induktivt kopplad plasma och masspektrometri* (EN 16171/EN 16173 mod). En enfaktors ANOVA utfördes i Excel för att utvärdera eventuella skillnader i metallkoncentrationerna mellan de olika platserna med en signifikansnivå $p < 0,05$.



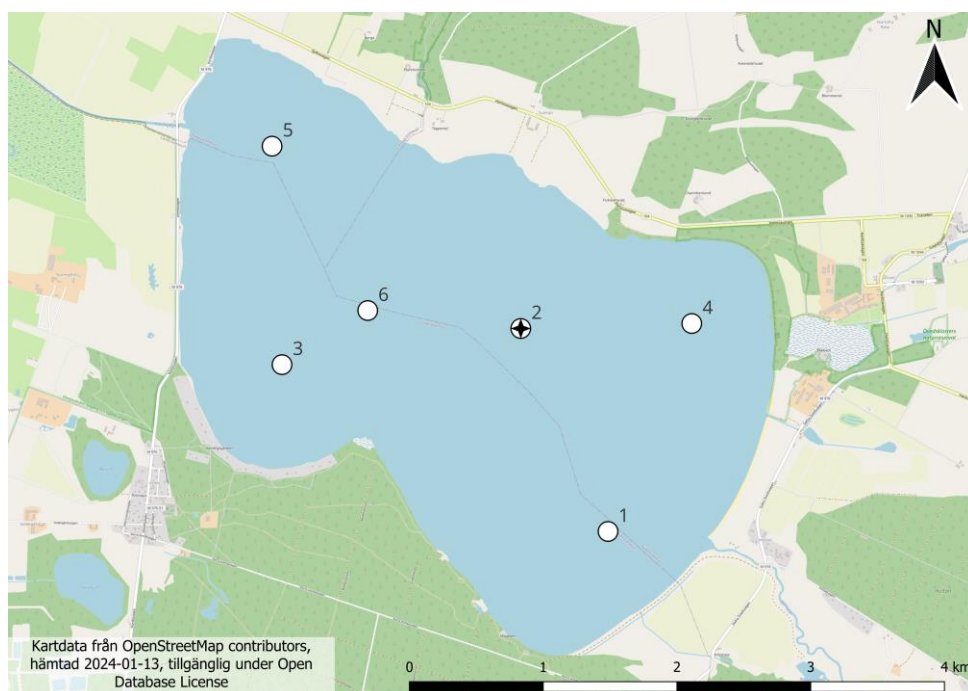
Figur 2 Illustration av en Ekmanhämtnare

”[Ekman-Birge type bottom sampler](#)” av 平凡社(Heibonsha)、日本国で著作権の保護期間が満了、Allmän egendom, via Wikimedia Commons.

Tabell 1 Koordinater för provplatserna i Vombsjön

Koordinater enligt referenssystemet WGS 84.

Plats	Longitud	Latitud
1	55,67135	13,60501667
2	55,68491667	13,59465
3	55,6825	13,56628333
4	55,68525	13,61496667
5	55,6971	13,5651
6	55,68611667	13,57646667



Figur 3 Karta över provtagningspunkterna i Vombsjön

Karta över sex punkter där sedimentprover togs den 2 november 2023. Provpunkt 2, markerad med svart stjärna, är Djuphålan dvs samma plats som Medins utförde sin faunainventering. Kartan är skapad i QGIS med hjälp av OSM Standard (OpenStreetMap contributors, 2017).

Gräns- och jämförvärden

För att bedöma vilka risker metallkoncentrationerna kan medföra jämfördes koncentrationerna med gränsvärden för metaller i svenska sjöars sediment. I Sverige arbetar Havs- och vattenmyndigheten (HaV) för att skapa en hållbar förvaltning av vattendrag, hav och sjöar. HaV har därför tagit fram gränsvärden för olika ämnen i sedimentet vilka är publicerade i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). I sedimentet är gränsvärdet för kadmium och bly 2300 respektive 130 000 µg/kg torrsvikt. Föreskrifterna saknar gränsvärden för andra metaller i sedimentet och därför kompletterades denna studie med värden från Naturvårdsverkets (se Tabell 2–3) vilka publicerades i Naturvårdsverkets rapport 4913 (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag.

Naturvårdsverkets värden baseras på data erhållen från recipientkontrollprogram utförda av länsstyrelser. Uppgifter om metallkoncentrationer erhöles från ca 320 sjöar

och ca 600 provtagningsstationer runtom i Sverige och omfattar både påverkade och opåverkade sjöar. På ca 200 av provlokalerna togs även prov på djupare sikt. Klasserna i Tabell 2 baseras på variationer av halter i ytsediment och indikerar risken för biologiska effekter av metallkoncentrationer. De biologiska effekterna inkluderar påverkan på arter eller artgruppens reproduktion eller överlevnad i tidigare livsstadier. Klass 1 indikerar ingen eller liten risk för biologiska effekter, risken ökar ju högre metallkoncentration och ger därmed en högre klass. Klass 1-3 omfattar ca 95 % av mätvärdena i underlagsmaterialet och klass 4-5 representerar halter som finns i lokalt belastade områden där den högsta klassen omfattar de högsta uppmätta halterna i Sverige.

Klasserna i Tabell 3 grundar sig på avvikelser från de naturligt förekommande halterna och är därmed inte relaterade till biologiska effekter. Eftersom inga lokala bakgrundshalter har tagits fram i Vombsjön sedan tidigare användes Naturvårdsverkets framtagna bakgrundsvärden för södra Sverige (1999a). För Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Cr, Ni och As är bakgrundsvärdena i limniska sediment i södra Sverige 20, 240, 1,4, 80, 0,16, 15, 10 respektive 10 mg/kg TS

Tabell 2 Naturvårdsverket värden för bedömning av tillstånd av metaller i sediment

Värdena är tagna ur Naturvårdsverkets rapport 4913 (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag, och visar fördelningen av vissa metaller i svenska limniska sediment (mg/kg TS).

Ämne	Klass 1 Mycket låga halter	Klass 2 Låga halter	Klass 3 Måttligt höga halter	Klass 4 Höga halter	Klass 5 Mycket höga halter
Cu	<15	15-25	25-100	100-500	>500
Zn	<150	150-300	300-1000	1000-5000	>5000
Cd	<0,8	0,8-2	2-7	7-35	>35
Pb	<50	50-150	150-400	400-2000	>2000
Hg	<0,15	0,15-0,3	0,3-1,0	1,0-5	>5
Cr	<10	10-20	20-100	100-500	>500
Ni	<5	5-15	15-50	50-250	>250
As	<5	5-10	10-30	30-150	>150

Tabell 3 Naturvårdsverket värden för bedömning av avvikelse från jämförvärde av metaller i sediment

Värdena är tagna ur Naturvårdsverkets rapport 4913 (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag, och visar fördelningen av uppmätt halt/jämförvärde för vissa metaller i svenska limniska sediment.

Ämne	Klass 1 Ingen avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
Cu	≤1,0	1,0-2,0	2,0-4,0	4,0-7,0	>7,0
Zn	≤1,0	1,0-2,0	2,0-5,0	5,0-10	>10
Cd	≤1,0	1,0-5,0	5,0-13	13-23	>23
Pb	≤1,0	1,0-15	15-45	45-80	>80
Hg	≤1,0	1,0-3,0	3,0-8,0	8,0-13	>13
Cr	≤1,0	1,0-2,0	2,0-6,0	6,0-11	>11
Ni	≤1,0	1,0-2,0	2,0-4,0	4,0-8,0	>8,0
As	≤1,0	1,0-2,0	2,0-3,0	3,0-4,0	>4,0

Kriterier för bioindikatorer

För att en bioindikator ska anses vara lämplig bör den uppfylla åtta kriterier (Dale & Beyeler, 2001). Dessa kriterier användes, tillsammans med granskat publicerat material, för att bedöma om mygglarver är en lämplig bioindikator för att övervaka metallföroreningar i sediment. Kriterierna är definierade som följande.

1. **Lätt att mäta.** För det första måste bioindikatorn vara kostnadseffektiv och enkel att mäta med tillräcklig noggrannhet. Variabeln som mäts ska vara lätt att förstå och ge relevant information så att slutsatser kan dras från resultatet.
2. **Känslig för påverkan på systemet.** Bioindikatorn ska reagera på antropogena påfrestningar. En del indikatorer kan svara på många olika typer av förändringar i systemet men enligt Dale och Beleyer är den mest användbara indikatorn en som har hög känslighet mot en specifik och diskret påfrestning. På så vis fungerar den som en tidig varningssignal.
3. **Reagera förutsägbart på stress.** Bioindikatorns respons ska vara enkel att förstå och förutse, även om bioindikatorn reagerar på stress genom gradvis förändring. Det är önskvärt att det finns ett tröskelvärde för respons, där den observerade responsen uppstår innan situationen når en oroväckande nivå.

4. **Vara förebyggande.** Indikatorns förändring ska vara möjlig att mäta innan det sker en betydande förändring av ekosystemets integritet.
5. **Förutsäger förändringar som kan förebyggas.** Bioindikatorn ska ge tidiga signaler om att ekosystemet är på väg att ändras och dessa förändringar ska kunna stoppas eller mildras genom att vidta lämpliga åtgärder.
6. **Vara integrativ.** En uppsättning av bioindikatorer, vars syfte är att övervaka ett område gemensamt, bör gemensamt täcka och representera variationer i ett ekosystem. Ett ekosystem kan vara mångsidigt med olika jordtyper, vegetationsformer, temperaturvariationer m.m. Genom att använda en integrerad uppsättning av bioindikatorer kan en mer nyanserad helhetsbild fås av hur ekosystemet reagerar på stress och förändringar.
7. **Känd reaktion på störningar.** Bioindikatorn bör ha en väldokumenterad reaktion på både naturliga och antropogena störningar.
8. **Låg variabilitet.** Slutligen bör indikatorn ha en naturlig låg variation för att lätt kunna urskilja förändringar i responsen från den naturliga variationen.

Sökstrategi

För att hitta relevanta artiklar tillämpades snöbollsstrategin. Databasplattformen EBSCOhost användes för att söka efter artiklar som innehöll resultat om chironomider som kunde kopplas till de åtta kriterierna. Sökorden var ”bioindicator” AND ”heavy metal” AND ”chironomidae”. Baserat på resultaten från dessa sökningar granskades även artiklar som citerades i de erhållna träffarna.

Resultat

Jämförelse av metallhalterna med gräns- och jämförvärden

Resultatet från SGS Analytics Sweden metallanalys sammanställs i Tabell 4. Ingen signifikant skillnad observerades mellan de sex olika provtagningsplatserna ($F_5=0,0439$, $p=0,999$). De uppmätta metallkoncentrationerna jämfördes med Naturvårdsverkets värden för bedömning av tillstånd (Tabell 2) samt HaVs fastställda gränsvärden för Cd och Pb. Resultatet visar att de uppmätta koncentrationerna av Zn, Cd, Pb, Hg, Cr och As klassas som låga eller mycket låga, dessa koncentrationer markeras i grönt i Tabell 4. För dessa metaller observeras ingen eller liten avvikelse från Naturvårdsverkets bakgrundsvärden för limniska sediment i södra Sverige och markeras i grönt i Tabell 5. Koncentrationerna av Cd och Pb översteg inte HaVs gränsvärden (2300 respektive 130 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS). På plats 2, 3, 4 och 6 var koncentrationen av Cu >25 mg/kg TS vilket innebär att koncentrationerna var måttligt höga, dessa halter markeras i orange i Tabell 4. Däremot var avvikelsen från bakgrundsvärdet liten eller ingen alls. Även Ni observerades i måttligt höga halter på samtliga platser (>15 mg/kg TS) med en tydlig avvikelse från bakgrundsvärdet.

Tabell 4 Metallkoncentrationerna i Vombsjön

De erhållna metallkoncentrationerna från SGS Analytics Sweden på platserna 1-6 angivna i mg/kg TS med tillhörande analysosäkerhet i parentes. Laboratoriet utförde metallanalysen med den standardiserade metoden EN 16171/EN 16173 mod. Värden markerade i grönt klassas som mycket låga eller låga halter och värden i orange klassas som måttligt höga halter.

	Plats 1	Plats 2	Plats 3	Plats 4	Plats 5	Plats 6
Cu	20 ($\pm 5,0$)	28 ($\pm 7,0$)	30 ($\pm 7,5$)	26 ($\pm 6,5$)	25 ($\pm 6,3$)	30 ($\pm 7,5$)
Zn	91 (± 23)	120 ($\pm 3,0$)	110 (± 28)	100 (± 25)	110 (± 28)	120 (± 30)
Cd	0,85 ($\pm 0,21$)	1,2 ($\pm 0,30$)	1,2 ($\pm 0,30$)	0,92 ($\pm 0,23$)	1,2 ($\pm 0,30$)	1,3 ($\pm 0,33$)
Pb	25 ($\pm 6,3$)	26 ($\pm 6,5$)	26 ($\pm 6,5$)	21 ($\pm 5,3$)	23 ($\pm 5,8$)	28 ($\pm 7,0$)
Hg	0,057 ($\pm 0,030$)	0,10 ($\pm 0,030$)	0,10 ($\pm 0,030$)	0,079 ($\pm 0,030$)	0,082 ($\pm 0,030$)	0,11 ($\pm 0,030$)
Cr	15 ($\pm 3,8$)	18 ($\pm 4,5$)	19 ($\pm 4,8$)	19 ($\pm 4,8$)	20 ($\pm 5,0$)	20 ($\pm 5,0$)
Ni	21 ($\pm 5,3$)	27 ($\pm 6,8$)	28 ($\pm 7,0$)	26 ($\pm 6,5$)	26 ($\pm 6,5$)	29 ($\pm 7,3$)
As	<2,5 ($\pm 1,8$)	4,3 ($\pm 1,8$)	3,7 ($\pm 1,8$)	2,7 (1,8)	3,0 ($\pm 1,8$)	4,4 ($\pm 1,8$)

Tabell 4 Avvikelsen från bakgrundsvärden i södra Sverige

De avvikande kvoterna av metallkoncentrationerna i Vombsjön i förhållande till Naturvårdsverkets bakgrundsvärden för metaller i limniska sediment i södra Sverige. Kvot <1 indikerar att halterna är lägre än bakgrundsvärdet, kvot >1 indikerar att halterna är högre än bakgrundsvärdet. Värden markerade i grönt avviker lite eller inte alls från bakgrundsvärdet och värden markerat i orange avviker tydligt.

	Plats 1	Plats 2	Plats 3	Plats 4	Plats 5	Plats 6
Cu	1,0	1,4	1,5	1,3	1,5	1,0
Zn	0,38	0,50	0,46	0,42	0,5	0,38
Cd	0,61	0,86	0,86	0,66	0,93	0,61
Pb	0,31	0,33	0,325	0,26	0,35	0,31
Hg	0,36	0,63	0,625	0,49	0,69	0,36
Cr	1,0	1,2	1,27	1,27	1,3	1,0
Ni	2,1	2,7	2,8	2,6	2,9	2,1
As	0,25	0,43	0,37	0,27	0,44	0,25

Jämförelse med kriterierna för bioindikatorer

Resultaten från litteratursökningen jämfördes med Dale & Beyelers (2001) åtta kriterier vilka presenteras i följande avsnitt.

1. Lätt att mäta

För att identifiera deformationerna hos chironomider krävs användning av mikroskop. Ochieng et al. (2008) undersökte sambandet mellan mundelsskador hos chironomider och halterna av Cu, Pb, Cd och Zn i sediment. Genom användning av ett ljusmikroskop med en förstöringsgrad på 10–100×, identifierade de och studerade olika deformationer. Dessa deformationer inkluderade avsaknad av tänder, vridna eller delade tänder, förekomsten av extra och sammansatta tänder, samt asymmetriska mandibler och ligulae.

Utöver ljusmikroskop skulle även stereomikroskop med förstoring upp till 50–80× användas vilket föreslås i Svensk standard SS 02 81 90 utgåva 1 (SIS 1986). Stereomikroskop är generellt sett billigare än ljusmikroskop men har inte lika hög förstöringsförmåga. Inga undersökningar av mundelsdeformationer med stereomikroskop påträffades i litteraturen, däremot identifierade Arimoro et al. (2018) deformationer under förstoring på 10× och 40× vilket tyder på att stereomikroskop skulle kunna användas.

I en studie av Rosenberg (1992) redogörs komplikationer med chironomider som bioindikator. Rosenberg hävdar bland annat att organismens storlek gör den olämplig för experimentella metoder till skillnad från andra större organismer. Dessutom är provhanteringen och identifieringen av chironomider tidskrävande. Å andra sidan kan mundelsdeformationer betraktas som en lättmätt respons jämfört med andra typer av responser associerade med chironomider, exempelvis metallotioneinliknande protein som också har potential att användas som mätvariabel för metaller men kräver mer komplicerade och dyrare mätmetoder (Gillis et al., 2002).

Baserat på dessa studier är identifiering av deformerade chironomider med ljusmikroskop eller stereomikroskop en relativt billig och lättmätt metod.

2. Känslig för påverkan på ekosystemet

Baserat på fältstudier finns det en korrelation mellan deformationer och koncentrationer av metaller. Detta har bland annat undersökts av Ochieng et al. (2008) som fann en signifikant korrelation mellan deformationerna och koncentrationerna av de individuella metallerna Cu och Zn i sedimentet. Det indikerar att ökad koncentration av Cu och Zn kan associeras med ökad frekvens av deformationer. I en liknande studie av Arimoro et al. (2015) rapporterades att ökade förekomster av mundelsdeformationer hos *Chironomus spp.* korresponderade med höga koncentrationer av Ni, Pb, Cu, Fe, Cr och Zn i sedimentet.

I laboratoriemiljö observerade Di Veroli et al. (2012) en signifikant positiv korrelation mellan de individuella metallerna Zn, Cu, Pb, Cr och Ni i sedimentet och mundelsdeformationer hos *C. riparius*. Metallkoncentrationerna i larvernans vävnader undersöktes med ICP-MS, men ingen signifikant korrelation kunde påvisas mellan metallhalterna i vävnaderna och graden av deformationer. Enligt Di Veroli et al. (2012) tros det bero på förändringar i metallernas biotillgänglighet vilket påverkas av fysiologiska och metaboliska funktioner.

Utöver metaller finns det andra faktorer som kan inducera deformationer hos chironomider. Enligt Warwick (1988) kan deformationerna påverkas av UV-strålning, salinitet, syretillgång och förändring i vattendjup. Dessa faktorer påverkar även förekomsten och mobiliteten av metaller i sedimentet. Även pesticider har visat ge upphov till deformationer (Madden et al., 1992). Värt att notera är att vissa släkter inom familjen *Chironomidae* har en högre tendens att utveckla deformationer. Enligt Warwick (1988) har höga frekvenser (ca 18 %) observerats hos *Cryptochironomus sp.*, *Cryptotendipes sp.*, *Procladius* och *Chironomus plumosus*.

Utifrån dessa studier bedöms mundelsdeformationer hos chironomider inte vara en tillräcklig specifik respons för metaller eftersom deformationerna kan bero på andra faktorer än exponering av metaller, samt är det inte bevisat vilka metaller som faktiskt ger upphov till deformationerna.

3. Reagerar förutsägbart på stress

Som tidigare nämnts i förgående avsnitt så fann Di Verolis et al. (2012) en signifikant positiv korrelation mellan de individuella metallerna Zn, Cu, Pb, Cr och Ni i sedimentet och mundelsdeformationer hos *C. riparius*. I studien undersöktes orsak-verkan effekten av varierande metallhalter genom att tillsätta metaller i oförorenat fältsediment. De observerade en högre grad av deformationer med ökad koncentration. Resultatet från studien tyder alltså på att *C. riparius* larver reagerar på ett förutsägbart sätt.

I den granskade litteraturen påvisades ingen skala som sammankopplar deformationsfrekvensen med metallers föroreningsgrad. Däremot betraktas en deformationsfrekvens på 8 % som det allmänt accepterade tröskelvärde för chironomider (Nazarova et al., 2004; Arimoro et al., 2018; Ochieng et al., 2008; Youbi et al., 2020). En deformationsfrekvens över 8 % indikerar således höga koncentrationer av föroreningar i sedimentet.

4. Vara förebyggande

Dale & Beyelers (2001) fjärde kriterium för bioindikatorer har inte behandlats i några av de granskade artiklarna.

5. Förutsäger förändringar som kan förebyggas

Dale & Beyelers (2001) femte kriterium för bioindikatorer har inte behandlats i några av de granskade artiklarna.

6. Vara integrativ

Dale & Beyelers (2001) sjätte kriterium för bioindikatorer har inte behandlats i några av de granskade artiklarna.

7. Känd reaktion på störningar

Som tidigare nämnts under kriterium 2 (känslig för påverkan på ekosystemet) så finns det många olika faktorer som kan ge upphov till deformationer hos chironomider. Naturliga störningar som kan bidra till respons inkluderar variationer i vattenkemin men även naturligt förekommande halter av metaller. Det senare redogörs i nästkommande kriterium (8. Låg variabilitet). Antropogena störningar i form av metaller och pesticider verkar också inducera deformationer då signifikanta korrelationer har påvisats mellan halterna i sedimentet och deformationerna. Däremot är det ännu inte bevisat exakt vilka metaller som ger upphov till deformationerna. Det kan alltså vara flera metaller som agerar tillsammans i en komplex interaktion som ger upphov till responsen.

8. Låg variabilitet

Wiederholm (1984) rapporterade att en larv utav 287 larver (0,3 %) från de oförorenade sjöarna Vättern och centrala delar av Mälaren uppvisade mundelsdeformationer. Dessa sjöar är, liksom Vombsjön, ytvattentäkter. Den rapporterade frekvensen stämmer överens med Medins preliminära klassgränser där den naturliga frekvensen uppskattas vara mellan 0-1 % (Christian Alsterberg, personlig kommunikation, 3 nov 2023). I laboratoriemiljö rapporterades en frekvens på 2,5 % av Martinez et al. (2001) där kontrollgruppen på 872 larver exponerades av Zn och Pb, koncentrationerna var 16 respektive 4 µg/g. Dickman & Rygiel (1996) presenterade ett liknande värde på 2,2 % där kontrollgruppen exponerades av en cocktail med fler metaller. Den naturliga frekvensen har även undersökts baserat på subfossila rester vilket resulterade i <1 % (Swansburg et al., 2002). Utifrån dessa värden bedöms den naturliga variationen av mundelsdeformationer hos chironomider vara tillräckligt låg för att urskilja responsen.

Diskussion

Analys och bedömning av metallkoncentrationerna

Den observerade halten av Cu var måttligt hög på plats 2, 3, 4 och 6 och halten Ni var måttligt hög i samtliga platser. Det indikerar att biologiska effekter kan förekomma vilket inkluderar påverkan på arter eller artgruppens reproduktion eller överlevnad i tidigare livsstadier (Naturvårdsverket, 1999a). Däremot avvek halten Cu lite eller inte alls från bakgrundsvärdet i södra Sverige vilket tyder på att nivåerna inte är ovanliga eller oroväckande trots att den är måttligt hög. Halten Ni avvek tydligt från bakgrundsvärdet i alla prover vilket tyder på kontamination. För att säkerställa detta bör lokalspecifika bakgrundsvärden för Vombsjön tas fram genom analys av djupare sedimentlager som återspeglar metallhalterna längre tillbaka i tiden.

Potentiella föroreningskällor

Kontaminationen skulle kunna ha orsakats av punktkällor som exempelvis bräddning från avloppsreningsverket i Omma vilket ligger intill Björkaån. Det innebär att avloppsvatten släpps ut i ån då ledningsnätet eller reningsverket blir överbelastat till följd av kraftig nederbörd. Det skulle även kunna bero på förorenade områden runtom avrinningsområdet. Enligt Länsstyrelsernas (u. å) karta över förorenade områden i Skåne finns det bland annat två områden i Sjöbo som har använts till tungmetallsgjuteri. Dessa är belägna hyfsat nära Grimstoftabäcken som rinner ut i Björkaån och kan därmed ha bidragit till höga nickelhalter. Dessutom finns ett flertal platser i området som har använts som avfallsdeponier för farligt avfall, exempelvis i Harlösa och Omma. Dessa deponier skulle också kunna ha bidragit till kontaminationen i Vombsjön.

Kontaminationen kan även härstamma från diffusa källor. Nickel förekommer i fossila bränslen och kan spridas med luftburna emissioner från fordon, partiklarna kan sedan avsättas i Vombsjön genom atmosfäriskt nedfall. Naturlig förorening i form av erosion och vittring kan också bidra till höga halter av Ni. Enligt Naturvårdsverket (1999b) kan sedimentära jordarter innehålla Ni. En större andel mark med sedimentär jordart indikerar högre halter av Ni. Som tidigare nämnts under avsnittet

Platsbeskrivning förekommer främst isälvs sediment, postglacial sand och grus i området, vilka alla är sedimentära och kan innehålla förhöjda nivåer av Ni.

Enligt Naturvårdsverket (u. åa) uppskattas den totala belastningen av Ni till vatten vara 110 000 kg/år där diffusa källor står för 92 % av belastningen. Jordbruksmark- och skogsmark utgör de viktigaste diffusa källorna, i Södra Östersjöns vattendistrikt är jordbruksmark av störst betydelse. Punktkällor som avloppsreningsverk och industrier uppskattas stå för 8 % av den totala belastningen (Naturvårdsverket, u. åa). Det är därför sannolikt att kontaminationen i Vombsjön härstammar från den omkringliggande jordbruksmarken. Inom jordbruket används avloppsslam för att återanvända fosfor och kväve som gödsel (Naturvårdsverket, u. åb). Utöver dessa näringsämnen innehåller avloppsslam även metaller som Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg och Cr. Enligt Naturvårdsverket har användningen av avloppsslam på jordbruksmark ökat till över 50 % under 2022. Zn, Ni och Cu förekommer även i mineralfodertillsatser som kan överföras till marken via stallgödseln (Naturvårdsverket, u. åc). Dessa gödningsmedel kan alltså bidra till höga koncentrationer av Ni i marken som slutligen transporteras till Vombsjön.

Metallkoncentrationernas risker

För att metallkoncentrationerna ska kunna utgöra ett hot för växter och djur i Vombsjön måste de vara biotillgängliga. Biotillgängligheten påverkas av olika omgivningsfaktorer. Generellt sett kan konstateras att när en andel metaller förekommer som lösta joner, ökar dess biotillgänglighet (Naturvårdsverket, 1999b). Peng et al. (2009) betonar att rörelsemönstret för metaller i sediment huvudsakligen påverkas av pH. En reduktion av pH ökar konkurrensen mellan vätejoner och metaller om ligander, vilket leder till frigörelse av tidigare bundna metaller. Detta resulterar i ökad biotillgänglighet vid låga pH-värden. Specifika gränsvärden för frigörelse av metallerna Zn, Cd, Ni, As, Cu och Pb, finns inom intervallet pH 4–6,5.

Enligt Sydvatten (2022) rapporterades årsmedelvärdet för pH i Vombsjön vara 8,3, vilket indikerar en alkalisk miljö. Det höga pH-värdet tyder på att risken för frigörelse av metaller från sedimentet minskar avsevärt. I detta sammanhang innebär det att de metallkoncentrationer som observerades i Vombsjöns sediment, inte behöver medföra några biologiska effekter på grund av den alkaliska miljön som reducerar biotillgängligheten. Däremot finns det andra faktorer som påverkar biotillgängligheten, exempelvis tillgången till komplexbildande ämnen som organiskt material samt sedimentets redoxpotential (Peng et al., 2009).

Utöver dessa faktorer så menar Lamberson och Swartz (1985) att även om bioindikatorns respons tyder på att sedimentet är förorenat så är det svårt att avgöra om responsen beror på partiklar från sedimentet som tagits upp av organismen eller lösta partiklar i vattnet. Lamberson och Swartz hävdar även att sedimentets kemiska

egenskaper kan förändras vid sedimentprovtagning genom exempelvis oxidation och lager som blandas. Även lagring av sediment sägs påverka dess egenskaper. Detta medför komplikationer i bedömningsprocessen och gör det svårt att fastställa bioindikatorns tillförlitlighet.

Bedömning av kriterierna för bioindikatorer

Utifrån den framsökta litteraturen bedöms användningen av mundelsdeformationer hos chironomider som bioindikator för övervakning av metaller inte vara lämplig, däremot finns det potential att använda den som en generell indikator för att upptäcka närvaron av föroreningar i sedimentet. Detta beror på att responsen inte induceras specifikt av metaller utan även av pesticider samt naturliga störningar som UV-strålning, salinitet, syretillgång och förändring i vattendjup. Det medför att Dale och Beyeler (2001) andra kriterium inte uppfylls. Dessutom är det ännu inte känt vilka metaller som ger upphov till de morfologiska förändringarna, alltså uppfylls inte det sjunde kriteriet. Däremot är variabiliteten låg, dvs det åttonde kriteriet uppfylls, vilket tyder på att de naturliga störningarna inte har någon central roll i induceringen av deformationerna. Det är alltså sannolikt att den höga deformationsfrekvensen i Vombsjön har orsakats av antropogena störningar. De deformerade mygglarverna anses lätta att mäta och det finns en signifikant positiv korrelation mellan deformationerna och koncentrationerna Zn, Cu, Pb, Cr och Ni i sedimentet, alltså uppfylls kriterierna 1 och 3. Korrelationen kan innebära att responsen går att mäta innan det sker en betydande förändring av ekosystemets integritet, samt att larverna kan ge tidiga signaler. Det innebär att kriterierna 4 och 5 skulle kunna uppfyllas, detta måste dock valideras.

I Vombsjön observerades en deformationsfrekvens på 13 % vilket är högre än det allmänt accepterade tröskelvärde i litteraturen (8 %). Baserat på litteraturen indikerar detta höga föroreningskoncentrationer i Vombsjön vilket inte stämmer överens med de uppmätta koncentrationerna då dessa generellt inte avvek mycket från bakgrundsvärdena. Detta kan bero på att antalet individer i Vombsjöns undersökningsgrupp var för liten vilket medför hög osäkerhet i den uppmätta frekvensen och att den observerade frekvensen inte återspeglar verkligheten då den kan bero på slumpmässiga variationer. Medins hävdar dock, i en mailkonversation med Sydsvatten, att undersökningsgruppen på 53 individer utgör ett bra underlag och att resultatet är tillförlitligt (Christian Alsterberg, personlig kommunikation, 3 nov 2023). Som tidigare nämnts undersökte Wiederholm (1984) 287 larver från studiens kontrollsjö vilket är en betydligt större undersökningsgrupp än Medins.

Studiens begränsningar

Medins använde, liksom denna studie, en Ekmanhämtare för faunaprovtagningen. Problemet med denna provtagare är att sedimentets lager blandas vilket kan påverka sedimentets egenskaper. Exempelvis när sedimentet dras upp exponeras det för syre vilket påverkar redoxpotentialen och därmed även metallkoncentrationerna. Det medför att man får en totalhalt av metallkoncentrationerna i provet som inte nödvändigtvis återspeglar de naturliga förhållandena i sedimentprofilen och kan ge en missvisande bild av föroreningsnivåerna.

Under sedimentprovtagningen i Vombsjön blåste ett burklock bort vilket resulterade i att endast ett prov kunde tas på plats 6. Detta kan ha påverkat resultatets noggrannhet eftersom SGS Analytics Sweden hade mindre sediment att utgå från på plats 6 jämfört med resterande platserna där två provreplikater togs.

När det gäller Medins faunainventering finns det risk att mygglarver dör eller skadas vid provtagningen vilket medför att färre larver kan identifieras samt komplikationer vid deformationsidentifiering. Detta kan också ha bidragit till den höga deformationsfrekvensen som observerades i Vombsjön.

Medins faunainventering utfördes på endast en plats i sjön, Djuphålan (se punkt 2 i Figur 3), vilket medför att deformationsfrekvensen och deras faunainventering inte är representativ för hela Vombsjön. Som tidigare nämnts kan bland annat förändring i vattendjup inducera deformationer hos chironomider, alltså kan det finnas lokala variationer för mundelsskador i Vombsjön. Medins resultat bör därför tolkas med försiktighet.

Miljösystem är komplexa och kan involvera många interagerande faktorer. Som tidigare nämnts kan mundelsdeformationer hos chironomider påverkas av UV-strålning, salinitet, syretillgång och förändring i vattendjup (Warwick, 1988), dessa faktorer påverkar även metallernas förekomst och mobilitet i sedimentet. För att bedöma om mygglarver som bioindikator för metaller krävs en heltäckande förståelse av dessa faktorer och hur de interagerar över tid och rum.

Studiens samhällsrelevans

Resultaten från sedimentprovtagningen kan utgöra en grund för att implementera åtgärder och regleringar som syftar till att skydda sjöns framtida ekologiska tillstånd och samtidigt bidra till en hållbar vattenförsörjning. Detta är av betydelse för flera samhällsgrupper då en kontaminerad sjö kan ge upphov till oproportionerliga påverkningar.

En hållbar vattenförsörjning är av central betydelse för samhällena som utgör Sydsvenskans kunder, särskilt för de som förlitar sig på Vombsjön som källa till dricksvatten. För dessa samhällen blir resultaten av sedimentprovtagningen avgörande för att implementera skyddsåtgärder och regleringar för att säkerställa långsiktig tillgång till säkert och rent vatten. Samtidigt kan en kontaminerad sjö medföra en ekonomisk börda för samhället genom att kostnader för vattenrening och eventuell kompensation till de drabbade. Hälsoriskerna för samhällsinvånarna ökar, särskilt för de med existerande hälsoproblem eller nedsatt immunförsvar, och kan leda till ökade kostnader för sjukvård och hälsorelaterade åtgärder. Eftersom olika samhällsgrupper på så vis bidrar en kontaminerad sjö till oproportionerliga påverkningar och därför blir det av största vikt att upprätta skyddsåtgärder med hänsyn till olika samhällsgruppers förutsättningar.

Lokala och regionala myndigheter och organisationer som bär ansvar för förvaltningen av Vombsjön kommer också påverkas av dessa resultat. Informationen kan tjäna som grund för beslut och strategier som syftar till att reducera kontaminationens påverkan och främja en långsiktig och hållbar förvaltning av sjön.

Slutligen kan resultatet även vara av intresse för miljöorganisationer och aktivister som strävar efter att bevara naturresurser och främja ett ekosystem i balans. Studien kan därmed fungera som en bas för deras arbete gentemot beslutsfattare och för att höja medvetenheten om konsekvenserna av.

Förslag på fortsatta studier

Denna studie jämför uppmätta metallkoncentrationer med Naturvårdsverkets bakgrundsvärden för sediment i södra Sverige. Problemet med dessa bakgrundsvärden är de är framtagna från olika sjöar i Sverige och stämmer därför inte överens med de verkliga bakgrundshalterna i Vombsjön. Som tidigare nämnts bör därför lokalspecifika bakgrundsvärden tas fram från djupare sedimentlager i Vombsjön vilket kan ske med en rörprovtagare.

När de lokalspecifika bakgrundsvärdena är framtagna kan de uppmätta koncentrationerna i Vombsjön jämföras för att konstatera om sjön är kontaminerad eller inte. Om sjön är kontaminerad är nästa steg att identifiera metallernas

spridningsvägar för att identifiera föroreningskällorna. Detta kan göras genom att ta prover i Björkaån, förslagsvis nära Omma och de förorenade områdena.

För att utveckla bedömningen av riskerna som metallkoncentrationerna i Vombsjön kan utgöra bör sedimentets redoxpotential och organiska material kvantifieras i en fortsatt studie. För att utföra dessa analyser krävs att sedimentets geokemiska egenskaper är intakta, därför bör sedimentkärnprovtagning ske som ger en mer representativ provtagning av sedimentets lager till skillnad från provtagning med Ekmanhämtare. Även in situ-mätningar med kameror kan vara avgörande för att få en förståelse av sedimentets egenskaper vilket kan ske med sedimentprofilsavbildning (sediment profile imaging), en metod som bland annat har använts i Marina Magnussons (2012) bottenmiljöunderökning i Kattegatt, Öresund och Skagerrak.

Slutsats

Denna studie visar att koncentrationerna av metallerna Cu, Zn, Cd, Pb Hg, Cr och As på sex platser i Vombsjön uppvisade små avvikelser från bakgrundsvärdena. Koncentrationen av Ni avvek tydligt på samtliga sex platser vilket indikerar att sedimentet är kontaminerat.

Det observerades måttligt höga koncentrationer av Cu på plats 2, 3 4, och 6 samt måttligt höga koncentrationer av Ni på samtliga sex platser. Dessa koncentrationer kan medföra biologiska effekter men för att bekräfta detta krävs att metallernas biotillgänglighet fastställs.

Slutligen anses användningen av mundelsdeformerade mygglarver ur familjen *Chironomidae* som bioindikator för metaller, inte lämplig då det inte är känt vilka metaller som inducerar deformationerna samt att deformationerna kan bero på andra faktorer, exempelvis pesticider.

Tack

Stort tack till min handledare från Sydvatten, Christian Alsterberg, för att ha stöttat mig under arbetets gång samt knuffat ut båten när den gick på grund. Jag vill även tacka Clemens, från Sydvatten, som medverkade under provtagningen. Slutligen ett stort tack till Malin Planander, från Sustainalink, för att ha samordnat arbetet och stöttat mig under processen.

Referenser

- Arimoro, F. O., Auta, Y. I., Odume, O. N., Keke, U. N., & Mohammed, A. Z. (2018). Mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) as bioindicators of heavy metals pollution in Shiroro Lake, Niger State, Nigeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 96–100. <https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.1016/j.ecoenv.2017.10.074>
- Arimoro, F. O., Meme, F. K., & Odume, O. N. (2015). Environmental drivers of head capsule deformities in Chironomus spp. (Diptera: Chironomidae) in a stream in north central Nigeria. *Zoology and Ecology*, 25(1), 70–76–76. <https://doi.org/10.1080/21658005.2014.1002208>
- Dale, V. H., & Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1(1), 3–10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- Dallinger, R., & Segner, H. (1987). Contaminated Food and Uptake of Heavy Metals by Fish: A Review and a Proposal for Further Research. *Oecologia*, 73(1), 91–98.
- Di Veroli, A., Goretti, E., Paumen, M. L., Kraak, M. H. S., & Admiraal, W. (2012). Induction of mouthpart deformities in chironomid larvae exposed to contaminated sediments. *Environmental Pollution*, 212–217. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.029>
- Dickman, M., & Rygiel, G. (1996). Chironomid larval deformity frequencies, mortality, and diversity in heavy-metal contaminated sediments of a Canadian Riverine Wetland. *Environment International*, 22(6), 693–703–703. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(96\)00060-8](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(96)00060-8)
- Gillis, P. L., Reynoldson, T. B., Diener, L. C., & Dixon, D. G. (2002). Cadmium-induced production of a metallothioneinlike protein in *Tubifex tubifex* (oligochaeta) and *Chironomus riparius* (diptera): Correlation with reproduction and growth. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(9), 1836–1844–1844. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210911>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2018). Bottenfauna i sjöar vägledning för statusklassificering (Rapport 2018:34).
- Havs- och vattenmyndigheten. (2019). Havs-och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>

Lamberson, J. O., & Swartz, R. C. (1985). Use of Bioassays Indetermining the Toxicity of Sediment to Benthic Organisms. Corvallis Environmental Research Lab., Marine Science Center. *Toxic contaminants and ecosystem health - A great Lake focus*, 257-279. Wiley and Sons, New York.

Länstyrelserna. (u. å). Förorenade områden regional karta Skåne [Karta]. <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=0e8966ce2fb0449dba4dbe46f764fa0c>

Magnusson, M. (2012). *Bottenmiljön i Kattegatt, Öresund & tre fjordar i Skagerrak, analyserad genom fotografering av sedimentprofiler (SPI) 2011*.

Martinez, E. A., Moore, B. C., Schaumlöffel, J., & Dasgupta, N. (2001). Induction of morphological deformities in *Chironomus tentans* exposed to zinc- and lead-spiked sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(11), 2475-2481-2481. <https://doi.org/10.1002/etc.5620201112>

Naturvårdsverket. (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag (Rapport 4913).

Naturvårdsverket. (1999b). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag (Rapport 4920).

Naturvårdsverket. (u. å). Utsläpp av metaller. <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslapp-av-metaller/>

Naturvårdsverket. (u. åb). Avloppsslam på jordbruksmark. <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/avfall/avloppsslam-pa-jordbruksmark/>

Naturvårdsverket. (u. åc). Utsläppskällor. <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslappskallor/>

Nazarova, L. B., Riss, H. W., Kahlheber, A., & Werding, B. (2004). SOME OBSERVATIONS OF BUCCAL DEFORMITIES IN CHIRONOMID LARVAE (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) FROM THE CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COLOMBIA / Algunas observaciones sobre deformidades bucales en larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Caldasia*, 26(1), 275–290.

Ochieng, H., van Steveninck, E. D. de R., & Wanda, F. M. (2008). Mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) as indicators of heavy metal pollution in northern Lake Victoria, Uganda. *African Journal of Aquatic Science*, 33(2), 135–142. <https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.2989/AJAS.2008.33.2.4.501>

OpenStreetMap Contributors (2017), Planet Dump. Tillgänglig på: <https://planet.osm.org>, <https://www.openstreetmap.org>

- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110–118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>
- Peng, J., Song, Y., Yuan, P., Cui, X., & Qiu, G. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2), 633–640. <https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061>
- Rosenberg, D. M.. (1992). Freshwater biomonitoring and Chironomidae. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26(2-4), 101–122. <https://doi.org/10.1007/bf02255231>
- Sharma, R. K., & Agrawal, M. (2005). Biological effects of heavy metals: an overview. *Journal of Environmental Biology*, 26(2 Suppl), 301–313.
- SIS. (1986). Svensk standard SS 02 81 90, Vattenundersökningar - provtagning med ekmanhämtare av bottenfauna på mjukbottenar.
- Sveriges Geologiska Undersökning. (u. åa). Kartvisaren Berggrund 1:1 miljon [Karta]. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-berggrund-1-miljon.html>
- Sveriges Geologiska Undersökning. (u. åb). Kartvisaren Jordarter 1:1 miljon [Karta]. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-1-miljon.html>
- Swansburg, E. O., Fairchild, W. L., Fryer, B. J., & Ciborowski, J. J. H. (2002). Mouthpart Deformities and Community Composition of Chironomidae (Diptera) Larvae Downstream of Metal Mines in New Brunswick, Canada. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 21(12), 2675–2684. <https://doi.org/10.1002/etc.5620211221>
- Sydvatten. (2022) Produktionsrapport 2022. <https://sydvatten.se/app/uploads/2023/06/Produktionsrapport-2022.pdf>
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. In: Luch, A. (ed) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. Experientia Supplementum, vol 101. Springer, Basel. https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Vermeulen, A. C. (1995). Elaborating chironomid deformities as bioindicators of toxic sediment stress: the potential application of mixture toxicity concepts. *Annales Zoologici Fennici*, 32(3), 265–285.
- Vought, L. (2011). Dagvattenrecipienter i Lunds kommun - Klassificering av dagvattenrecipienter.
- Warwick, W. F. (1988). Morphological deformities in Chironomidae (Diptera) larvae as biological indicators of toxic stress. I M.S Evans (ed). *Toxic contaminants and ecosystem health - A great Lake focus*, 281-320. Wiley and Sons, New York.

Wiederholm, T. (1984). Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologia: The International Journal of Aquatic Sciences*, 109(3), 243–249. <https://doi.org/10.1007/bf00007742>

Youbi, A., Zerguine, K., Houilia, A., Farfar, K., Soumati, B., Berrebbah, H., Djebbar, M. R., & Souiki, L. (2020). Potential use of morphological deformities in *Chironomus* (Diptera: Chironomidae) as a bioindicator of heavy metals pollution in North-East Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(8), 8611–8620. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07459-y>

Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., & Jiang, G. (2008). Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*, 606(2), 135–150. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>