



University of Antwerp
ECOSPHERE

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**



**VLAAMSE
MILIEUMAATSCHAPPIJ**

Uitvoering van monsternemingen en analyses in biota voor de saneringswerken op de Winterbeek. Fase 2 (T1): evaluatie na de saneringswerken

Bervoets L., Teunen L., Belpaire C.

September 2022

022-GEB006

Auteurs:

Lieven Bervoets, Lies Teunen
Universiteit Antwerpen, Departement Biologie
ECOSPHERE
Groenenborgerlaan 171
B-2020 Antwerpen
Lieven.Bervoets@uantwerpen.be
www.ecosphere.be

Claude Belpaire,
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)
Dwersbos 28
B-1630 Linkebeek
Claude.Belpaire@inbo.be
www.inbo.be

Deze studie is uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Het bevat de mening van de auteur(s) en niet noodzakelijk die van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) en dient te worden geciteerd als: Bervoets L., Teunen L., Belpaire C. 2022. Uitvoering van monsterneming en analyses in biota voor de saneringswerken van de Winterbeek. Fase 2 (T1): evaluatie na de saneringswerken. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België, 100 blz. Rapport nr: 022-GEB006.

Depotnummer D/2023/12.293/09

Inhoudsopgave

DANKWOORD	4
NEDERLANDSE SAMENVATTING	5
ENGLISH ABSTRACT	7
1. INLEIDING	9
2. METHODOLOGIE	11
2.1 ALGEMEEN	11
2.2 FYSICOHEMIE VAN HET WATER EN SEDIMENT	13
2.4 VISBEMONSTERING	14
2.5 BEMONSTERING RESIDENTE MACROINVERTEBRATEN	20
2.6 ACTIEVE BIOMONITORING MET DRIEHOEKSMOSSEL	20
2.7 VERWERKING EN METAALANALYSE VAN DE BIOLOGISCHE STALEN	23
2.8 STATISTISCHE VERWERKING	25
3. RESULTATEN	26
3.1 ALGEMENE FYSISCHE EN CHEMISCHE KENMERKEN EN METALEN IN WATER EN SEDIMENT	26
3.2 RESULTATEN VAN DE VISBEMONSTERING	27
3.3 RESULTATEN VAN DE MACRO-INVERTEBRATEN BEMONSTERING	31
3.4 METAALCONCENTRATIES IN DE RESIDENTE INVERTEBRATEN	32
3.5 METAALGEHALTEN IN DE GEKOOIDE MOSSELEN	36
3.6 METAALGEHALTEN IN DE RESIDENTE VISSSEN	42
4. DISCUSSIE	48
4.1 WATER- EN SEDIMENTKWALITEIT	48
4.2 VISFAUNA, MACRO INVERTEBRATEN GEMEENSCHAP EN MACROFYTEN	50
4.3 METAALACCUMULATIE IN DE BIOTA	54
4.3.1 <i>Residente invertebraten</i>	54
4.3.2 <i>Gekooide mosselen</i>	55
4.3.3 <i>Metaalconcentraties in vissen</i>	56
5. CONCLUSIE	59
6. REFERENTIES	61
BIJLAGEN	64

Dankwoord

Veel personen zowel van het technisch en het wetenschappelijk personeel van het Linkebeekse team Monitoring en Herstel van de Aquatische Fauna van het INBO hebben bijgedragen tot deze studie, zowel qua bemonstering, als qua dataverwerking en advies. Het was weer teamwerk, en een welgemeende dank hiervoor in het bijzonder aan Adinda De Bruyn, Franky Dens, Gerlinde Van Thuyne, Isabel Lambeens, Jan Breine, Linde Galle, Marc Dewit, Sigurd Reychler, Thomas Terrie en Yves Maes.

Graag bedanken wij ook het (EV)INBO management voor de ondersteuning.

Steven Joosen en Dr. Valentine Mubiana (UA, ECOSPHERE) worden bedankt voor de metaanalyses.

Daarnaast bedanken we de leden van de stuurgroep voor de opvolging van het project: Maarten De Jonge, Els Ryken, Raf Elst, Maarten Van Aert, Jeroen Jansen, Bram Haspeslagh en Nik Dezillie (allen VMM). Ten slotte wordt de VMM bedankt voor de financiering van deze studie.

Nederlandse samenvatting

Aquatische ecosystemen staan onder druk van menselijke activiteiten. Chemische verontreiniging, samen met structurele ingrepen, heeft een verlies aan habitat en een dalende biodiversiteit tot gevolg. Naast nadelige effecten op aquatische organismen kan ook de mens via de voedselketen aan verontreiniging van het aquatische milieu worden blootgesteld, met name door het eten van vis en schaaldieren. In een aantal gevallen is het noodzakelijk of wenselijk om historisch verontreinigde waterlopen te saneren door het verontreinigde slib te verwijderen. Zo voerde de Vlaamse overheid in samenwerking met Tessenderlo Chemie NV (TC) tussen 2017 en 2021 saneringswerken uit in en langs de door metalen verontreinigde Winterbeek. Het doel hiervan is de realisatie van een zuivere Winterbeek met nieuwe kansen voor natuur en landbouw in het valleigebied én een veilige leefomgeving voor de bewoners en recreanten. De saneringswerken werden gespreid over vier jaar en liepen van april 2017 tot eind 2022. De sanering vier trajecten in de Winterbeek liepen van april 2017 tot april 2020.

Deze studie is een opvolging van een studie uitgevoerd in 2016-2017, waarin de T0 toestand werd bepaald voor de sanering. Meer bepaald werd de toestand van de aquatische levensgemeenschappen en de metaalverontreiniging in de omgeving en in aquatische biota na gegaan voor de start van de saneringswerken.

Het doel van de huidige studie is om het herstel van het ecosysteem van Winterbeek te evalueren en dus de toestand van de verspreiding van de metaalverontreiniging in het aquatische milieu en in biota evenals de structuur van de levensgemeenschappen na te gaan, na de sanering.

Hiervoor werden opnieuw op de vier plaatsen langsheen het te saneren traject en op één plaats stroomopwaarts van de industriële lozingen de macro-invertebraten en vislevensgemeenschappen geïnventariseerd. In een selectie van macro-invertebraten en vissen werden de geaccumuleerde gehalten aan arseen (As), cadmium (Cd), kobalt (Co), chroom (Cr), koper (Cu), nikkel (Ni), kwik (Hg), lood (Pb), vanadium (V) en zink (Zn) gemeten. Omdat niet op alle plaatsen steeds dezelfde soorten aangetroffen werden, werden op dezelfde punten ook kooien uitgehangen met driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*) en/of quagga mosselen (*Dreissena bugensis*), waarin na 6 weken dezelfde metalen werden gemeten.

Op alle plaatsen konden metalen gemeten worden in zoetwaterpissebedden (*Asellus aquaticus*) en/of in vlokreeften (*Gammarus sp.*). Wat de vissen betreft werden op alle plaatsen voldoende riviergrondels (*Gobio gobio*) en paling (*Anguilla anguilla*) gevangen en geanalyseerd op metaalaccumulatie. Voor de ongewervelden (resident en gekooid) werden de metalen steeds in het volledige organisme gemeten, in de vissen enkel in de lever. Kwik werd alleen in de lever van paling gemeten.

Naast de evaluatie van de metalen in biota, werd ook een overzicht gegeven van de evolutie van de pollutanten gemeten in water en sediment door de VMM tussen 2016 en 2021, waarbij een vergelijking werd gemaakt tussen de situatie voor en de situatie na de sanering.

Wat de **waterkwaliteit** betreft kunnen we stellen dat de monsterpunten weinig tot niet verontreinigd zijn met opgeloste metalen, behalve voor As op punt W1, waar de norm wordt overschreden. Ook voor de algemene **waterkwaliteitsvariabelen** zien we dat er na

de sanering op de meeste punten een verbetering opgetreden is wat het respecteren van de norm betreft, hoewel voor sommige variabelen de norm nog steeds wordt overschreden (bv. Chloride, geleidbaarheid en totaal fosfor)

Ook voor het **sediment** zien we voor nagenoeg alle locaties en alle componenten een daling in concentratie na de sanering. Het punt stroomopwaarts van de industriële lozing vormt hierop een uitzondering, voornamelijk voor As maar ook voor enkele organische componenten. De waterbodembodem index laat op alle locaties na de sanering een goede biologische kwaliteit zien.

De macro-invertebraten **levensgemeenschappen**, zoals bepaald met de MMIF (multimetric index Flanders) toont een genuanceerd beeld. Op punten W1, W3 en W5 blijft de toestand “matige biologische kwaliteit” op punt W2 is de toestand geëvolueerd van “Ontoereikend” tot “Goed” en op punt W4 van “Matig” tot “Slecht”. Ook voor de vislevensgemeenschappen zien we dat de situatie op W1 en W3 verbeterd is maar op de andere punten verslechterd. Mogelijk is de tijd na de sanering nog te kort om een herstel van de levensgemeenschappen waar te nemen. De macrofyten levensgemeenschappen hebben zich daarentegen wel al grotendeels hersteld na de sanering.

Wat de **metaalconcentraties in de biota** betreft zien we een duidelijk verschil tussen de concentraties in de ongewervelden en in de vissen. Voor de residente invertebraten zien we een daling na de sanering voor As, Cd, Pb en Zn op de punten W2 tot W5, maar een stijging voor As op punt W1. In de gekooide mosselen is het beeld genuanceerd en zien we een daling in Cd en Zn in quagga mosselen op alle locaties, maar een stijging in As en Pb op de meeste locaties. In vergelijking met de referentieplaats en met referentie locaties in Vlaanderen en met literatuur blijken de concentraties aan metalen in de gekooide mosselen niet sterk verhoogd.

Wat de metaalconcentraties in de lever van beide vissoorten betreft is de situatie opnieuw genuanceerd. Voor beide soorten zien we soms een daling soms een stijging, afhankelijk van het metaal en de locatie. Voor de meeste metalen en meeste locaties zijn de geaccumuleerde concentraties niet sterk verhoogd te noemen in vergelijking met referentielocaties in Vlaanderen.

Finaal kunnen we stellen dat voor de meeste polluenten de situatie in water en waterbodembodem verbeterd is na de sanering, maar dat de positieve effecten op de levensgemeenschappen en op de bioaccumulatie zich nog niet steeds duidelijk hebben gemanifesteerd. Mogelijk is de tijd tussen de sanering en de evaluatie nog te kort voor een herstel.

Een verdere opvolging van de effecten van de sanering op de structuur van de levensgemeenschappen en op de bioaccumulatie van de metalen blijkt dan ook noodzakelijk.

English abstract

Aquatic ecosystems are under pressure from human activities. Chemical pollution, together with structural interventions in aquatic systems, result in habitat loss and declining biodiversity. In addition to adverse effects on aquatic organisms, humans may also be exposed to pollution of the aquatic environment through the food chain, in particular by eating fish and shellfish. In a number of cases, it is necessary or desirable to rehabilitate historically polluted watercourses by removing the contaminated sludge. For instance, the Flemish government, in cooperation with Tessengerlo Chemie NV (TC), carried out remediation works in and along the metal-contaminated Winterbeek between 2017 and 2021. The aim is to create a clean Winterbeek with new opportunities for nature and agriculture in the valley area as well as a safe living environment for residents and recreationists. The remediation work was spread over four years and ran from April 2017 to the end of 2022. The remediation four sections in Winter Brook ran from April 2017 to April 2020.

This study is a follow-up to a study conducted in 2016-2017, which determined the TO condition before the remediation. More specifically, the status of aquatic life communities and metal contamination in the environment and in aquatic biota was checked before the start of the remediation works.

The aim of the present study is to evaluate the recovery of the Winterbeek ecosystem and thus the state of metal contamination distribution in the aquatic environment and biota as well as the structure of the communities after remediation.

For this purpose, macroinvertebrates and fish life communities were inventoried again at the four sites along the section to be remediated and at one site upstream of the industrial discharges. In a selection of macroinvertebrates and fish, accumulated levels of arsenic (As), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni), mercury (Hg), lead (Pb), vanadium (V) and zinc (Zn) were measured. Since the same species were not always found at all sites, cages with zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and/or quagga mussels (*Dreissena bugensis*) were also exposed at the same sites, in which the same metals were measured after 4 and/or 6 weeks.

At all sites, metals could be measured in the freshwater isopod (*Asellus aquaticus*) and/or in the amphipod *Gammarus sp.*. As for fish, sufficient numbers of gudgeons (*Gobio gobio*) and eels (*Anguilla anguilla*) were caught at all sites and analysed for metal accumulation. For invertebrates (resident and caged), metals were always measured in the entire organism, in fish only in the liver. Mercury was measured only in the liver of eel. Besides the evaluation of metals in biota, an overview of the evolution of pollutants measured in water and sediment by VMM between 2016 and 2021 was also given, comparing the situation before and after remediation.

In terms of water quality, we can say that the sample points are little or not contaminated with dissolved metals, except for As at point W1, where the standard is exceeded. Also

for the general water quality variables, we see that after remediation, there has been an improvement in terms of compliance with the standard at most points, although for some variables the water quality standard is still exceeded (e.g. chloride, conductivity and total phosphorus).

For sediment, too, we see a decrease in concentration after remediation at almost all sites and all components. The site upstream of the industrial discharge is an exception for mainly As but also for some organic components. The water bottom index shows good biological quality at all sites after remediation.

The macroinvertebrate communities, as determined with the MMIF (multimetric index Flanders) shows a nuanced picture. At sites W1, W3 and W5 the status remains "Moderate biological quality" at point W2 the status has evolved from "Inadequate" to "Good" and at point W4 from "Moderate" to "Poor". Also for the fish communities, we see that the situation has improved at W1 and W3 but deteriorated at the other points. Possibly, the time after remediation is still too short to observe a recovery of the life communities. In contrast, the macrophyte life communities have already largely recovered after remediation.

Regarding metal concentrations in the biota, we see a clear difference between the concentrations in the invertebrates and in the fish. For the resident invertebrates, we see a decrease after remediation for As, Cd, Pb and Zn at points W2 to W5, but an increase for As at point W1. In caged mussels, the picture is nuanced and we see a decrease in Cd and Zn in quagga mussels at all sites, but an increase in As and Pb at most sites. Compared with the reference site and with reference sites in Flanders and with literature, metal concentrations in the caged mussels do not appear to be significantly elevated.

Regarding metal concentrations in the liver of both fish species, the situation is again nuanced. For both species, we sometimes see a decrease sometimes an increase, depending on the metal and location. For most metals and most locations, the accumulated concentrations are not significantly elevated compared to reference locations in Flanders.

In conclusion, we can state that for most pollutants the situation in water and sediments improved after remediation, but that the positive effects on the life communities and on bioaccumulation have not yet manifested themselves clearly. It is possible that the time between remediation and evaluation is still too short for recovery.

Further monitoring of the effects of remediation on the structure of the life communities and on the bioaccumulation of the metals therefore appears necessary.

1. Inleiding

Oppervlaktewateren en aquatische ecosystemen in het algemeen, staan onder druk van chemische verontreiniging, die in belangrijke mate veroorzaakt wordt door menselijke activiteiten. Dit heeft, samen met ingrepen in de structuur van de ecosystemen (bv fixatie oever en het plaatsen van barrières), een verlies aan habitat en een dalende biodiversiteit tot gevolg. Afhankelijk van de fysisch-chemische eigenschappen van een verontreinigende stof kan deze zich manifesteren als bio-accumulatief en zich daardoor op-concentreren doorheen de voedselketen. Ook de mens wordt via de aquatische voedselketen aan verontreiniging blootgesteld, in het bijzonder door het eten van vis en schaaldieren.

Persistente polluenten kunnen gedurende zeer lange periodes gebonden blijven aan sedimentpartikels en d.m.v. omwoeling door of blootstelling van invertebraten of andere bodembewoners de lokale ecosystemen blijven vervuilen. In een aantal gevallen is het dan ook noodzakelijk of wenselijk om historisch verontreinigde waterlopen te saneren door het verontreinigde slib te verwijderen.

Zo voerde de Vlaamse overheid in samenwerking met Tessengerlo Group NV tussen 2017 en 2023 bodemsaneringswerken uit in en langs de Winterbeek. Het doel hiervan was de realisatie van een zuivere Winterbeek met nieuwe kansen voor natuur en landbouw in het valleigebied én een veilige leefomgeving voor de bewoners en recreanten. De saneringswerken werden gespreid over een periode van 6 jaar, waarbinnen 4 onderscheiden deeltrajecten werden aangepakt. Een belangrijk deel van het sediment werd verwijderd.

Enerzijds wordt verwacht dat het afgraven van het door metalen verontreinigde sediment en bodem op termijn een positief effect heeft op de ecotoxicologische blootstelling van organismen, anderzijds door de hoge concentraties aan metalen in de waterbodem van de Winterbeek, bestaat de kans dat deze stoffen in grote hoeveelheden vrijkomen tijdens het uitvoeren van saneringswerken. Het is daarom noodzakelijk dat effecten van de sanering op de waterkwaliteit goed worden opgevolgd.

Zowel vóór de saneringswerken als tijdens en na de werken volgde de VMM intensief de waterkwaliteit op van de betreffende waterlopen, nl. Winterbeek, Grote beek, Hulpe en Zwart water.

Voor het inschatten van ecotoxicologische risico's van metalen op de aanwezige waterfauna vormen analyses in biota een goed surrogaat. Om een accuraat beeld te krijgen van deze effecten dienen zowel metingen vóór, tijdens als na de saneringswerken te worden uitgevoerd. Net voor de start van de saneringswerken werden door het consortium UA en INBO een eerste maal metalen gemeten in verschillende biota uit de Winterbeek (Bervoets et al., 2018, Fig. 1). Deze studie geldt als referentie voor de start van de saneringswerken (T0).

Ondertussen werden reeds drie deeltrajecten van de Winterbeek volledig gesaneerd. Trajecten W2 en W3 (zie tabel 1) werden gesaneerd in april 2017, de trajecten W4 en W5 in mei 2020.

Het doel van de huidige studie was om de metingen uit de T0 te herhalen, en te onderzoeken of er reeds effecten van de sanering merkbaar zijn op de accumulatie van zware metalen in biota uit de Winterbeek. De studie omvat het uitvoeren van monsternemingen en analyses van metalen in biota en bepaling van de biologische waterkwaliteit op de Winterbeek in het voorjaar van 2021, alsook de rapportage van de bekomen meetresultaten en een vergelijking met de resultaten van de T0.

Deze opvolgstudie omvat de herbemonstering van biota (macro-invertebraten en vis, Passieve Biomonitoring) op vijf meetplaatsen van de Winterbeek, Grote beek, Hulpe en Zwart water en de analyse van metalen in de bemonsterde biota (zie tabel 1 en figuur 1 voor een overzicht en een omschrijving van de geselecteerde meetplaatsen). Daarnaast worden op elke meetplaats gekooide driehoeks- en quaggamosselen uitgehangen voor een periode van minstens 6 weken, eveneens met als doel de analyse van metalen (Actieve Biomonitoring ABM). De metalen die minstens geanalyseerd worden in de bemonsterde biota zijn Cd, Zn, As, Cu, Pb, V en Hg. Verder wordt op elke meetplaats de volledige vislevensgemeenschap geïnventariseerd en wordt de visindex (IBI) berekend.

2. Methodologie

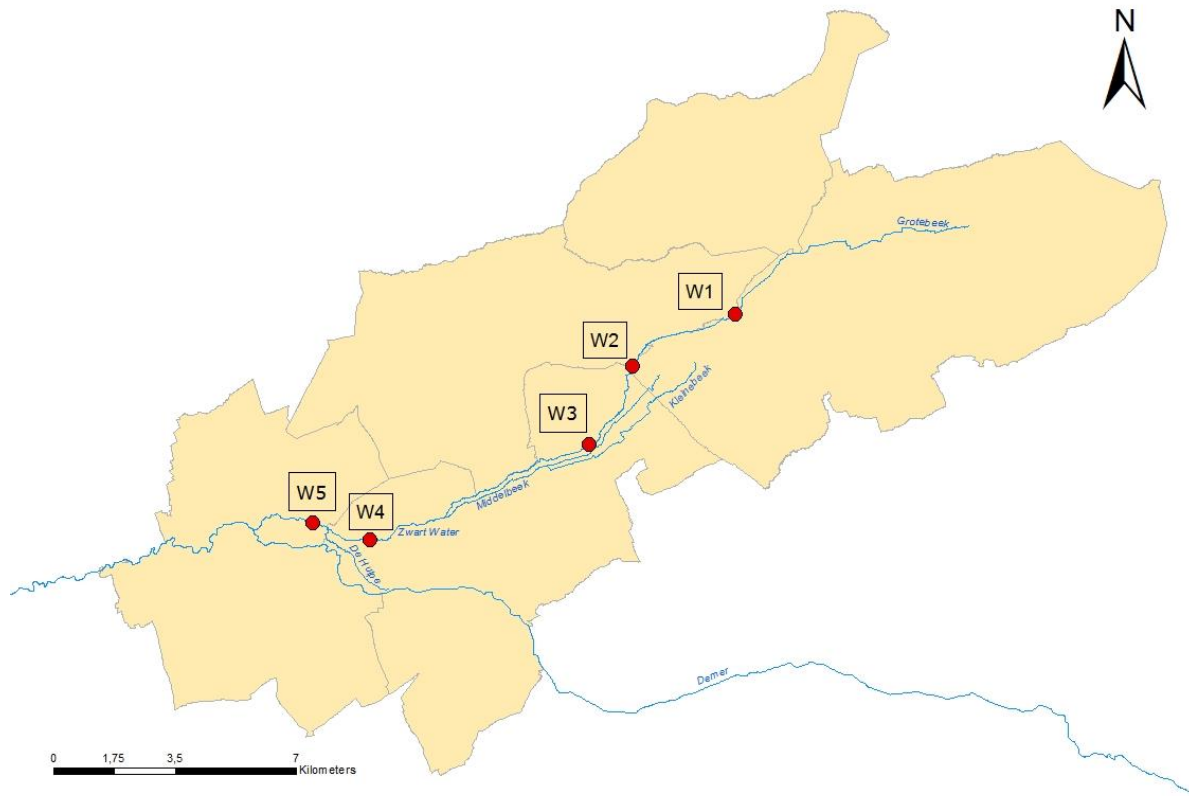
2.1 Algemeen

De keuze van de meetplaatsen binnen de door VMM geselecteerde waterlichamen werd uitgevoerd volgens bestek: in een perimeter van maximaal 1 km stroomop of -afwaarts van de in tabel 1 en figuur 1 opgegeven VMM meetpunten. Van deze meetplaatsen is er een omvangrijke dataset aan zowel fysisch-chemische als biologische meetgegevens beschikbaar. De geselecteerde punten komen nagenoeg exact overeen met de bemonsteringen uitgevoerd in 2017-2018.

Op alle monsterpunten werd de vislevensgemeenschap opnieuw geïnventariseerd en werden een aantal vissen meegenomen voor analyse. Tevens worden **mosselen uitgehangen** gedurende 6 weken en werden op de vijf plaatsen **residente macroinvertebraten verzameld**. In al deze biota werden de metaalgehalten gemeten.

Tabel 1. Overzicht en omschrijving van de meetplaatsen (RO: rechteroever; LO: linkeroever).

Code monsterpunt	Waterloop	VMM Meetplaats	Omschrijving meetplaats	X	Y	Gemeente	Deelgebied sanering	Uitvoering sanering
W1	Grote Beek-Winterbeek	413050	Beringen, Industrieweg, 15 m afw. brug (RO), afw verval	205867	194919	Beringen	Opwaarts sanering	-
W2	Grote Beek-Winterbeek	412400	Tessenderlo, Oosterbergen, voorbij RWZI, einde onverharde weg thv gebouwtje, RO afw volgen tot aan bomen RO, weide LO (100 m afw effluent RWZI)	202898	193429	Tessenderlo	1	April 2017
W3	Grote Beek-Winterbeek	412000	Deurne, Hasseltsebaan, opwaarts van de weg	201668	191143	Diest	1	April 2017
W4	Zwart water	411000	Molenstede, brugje tussen Dorpsstr en Molenweg, opwaarts brugje	195303	188403	Diest	3	April 2020
W5	Hulpe	410600	Zichem, Ernest Claesstr, 275 m van spooroverweg, opwaarts van de weg	193665	188889	Scherpenheuvel-Zichem	3	April 2020



Figuur 1. Ligging van de vijf monsterpunten

2.2 Fysicochemie van het water en sediment

Zowel voor als na de sanering werden op alle locaties door de VMM op alle vijf de staalnamepunten een aantal fysische en chemische kenmerken van het oppervlaktewater bepaald. Daarnaast werden ook tijdens de visbemonstering en het plaatsten en ophalen van de gekooide mosselen een aantal fysisch-chemische kenmerken, te weten pH, zuurstof en geleidbaarheid, op elke locatie bepaald door respectievelijk INBO en ECOSPHERE. Naast algemene kenmerken zoals pH, zuurstof en geleidbaarheid werden door de VMM ook nutriënten en metalen gemeten in het oppervlaktewater en werd op elke locatie zowel voor als na de sanering de sedimentkwaliteit bepaald volgens de TRIADE methode.

In de resultaten-sectie zal een overzicht gegeven worden van de evoluties van de belangrijkste kenmerken en pollutanten gemeten door de VMM tussen 2017 en 2021.

2.3 Biologische waterkwaliteit en waterplanten

Op alle locaties werd door de VMM zowel voor als na de sanering, de biologische waterkwaliteit bepaald volgens de Multimetrische Index Vlaanderen (MMIF) en werden de waterplanten geïnventariseerd.

2.4 Visbemonstering

De gebruikte visbemonsteringsmethodiek hing af van de saliniteit van het monsterpunt. Al de monsterpunten zijn doorwaadbaar en konden bemonsterd worden door middel van elektrovisserij. Hiervoor werden elektrovisserij-apparaten van het type Dekka 7000 gebruikt, gevoed door een 5 kW generator met een regelbare spanning welke varieert van 300 tot 500 V. De stroomstoot frequentie is 480 Hz. Dit werd uitgevoerd door een ploeg van 5 mensen, waarbij er twee, beiden voorzien van een vangstelektrode, wadend door de waterloop vissen. Normaliter wordt de waterloop over de ganse breedte over een afstand van 100 m bevestigd. Daar we op elke meetplaats voldoende vissen van specifieke soorten wilden bemonsteren, moest de visinspanning verhoogd worden en moest er over een langere afstand gevist worden, soms tot 400 m. Daar ook dit niet op elke meetplaats de nodige individuen van de juiste soort, aantal en lengteklasse opleverde, werd er additioneel met fuiken bemonsterd. Hiervoor werden tot 9 fuiken (grote en kleine modellen) De ligplaatsen van de fuiken was ongeveer identiek als tijdens de vorige campagne (zie de fiches in de Bijlage in Bervoets et al. 2018). Voor een meer gedetailleerd overzicht van de verschillende visprocedures en het gebruikte materieel verwijzen we naar Belpaire et al., 2000 en naar Bervoets et al. 2018 van de vorige campagne. De 5 monsterpunten werden kwantitatief afgevestigd tussen 9 en 19 maart 2021, voor een overzicht van de gebruikte methoden per monsterpunt en de afvisdagen verwijzen we naar tabel B1 van de bijlage . Foto's 1 tot 7 geven een illustratie van de gebruikte visbemonsteringsmethodes.

Op alle monsterpunten werden alle gevangen vissen geïdentificeerd, geteld per soort, gewogen (tot op 0,1 g nauwkeurig) en gemeten (tot op 1 mm nauwkeurig) en werd de visindex (IBI) berekend. De visindex is een multimetrische index die gebruik maakt van 8 kenmerken (meetlatten of metrieken) van de vislevensgemeenschap die verwerkt worden in één index

(Belpaire et al. 2000). De scoring tabel per meetlat is watertype-specifiek. Uit eerder onderzoek is reeds gebleken dat de visindex beïnvloed wordt door metalen (Bervoets et al. 2005a).

Op de startvergadering van deze opvolgstudie werd in overleg met de VMM besloten dat de metalen gemeten zouden worden in de lever van twee vissoorten, met name in paling en in grondel. Deze twee soorten werden geselecteerd omdat ze tijdens T0 op alle plaatsen werden aangetroffen en omdat er uitgebreide kennis en achtergrondinformatie aanwezig is wat metaalaccumulatie betreft. Er werd beslist om, indien mogelijk, per soort in 5 tot 10 individuen de metaalgehalten te bepalen. Het totale kwikgehalte werd uitsluitend in paling gemeten.

Bemonsterde vissen werden getransporteerd op ijs naar het ECOSPHERE labo (UAntwerpen), waar van elk individu de lever werd gedissecteerd en bij -20°C bewaard tot analyse. Vissen die zichtbaar waren beschadigd werden niet gebruikt voor analyse. Voor riviergrondel werd van elk individu, indien mogelijk, het geslacht en de conditie bepaald door de lengte/gewicht verhouding te bepalen. De lengte (totale lengte) werd bepaald tot op 1mm nauwkeurig en de vissen werden gewogen in het veld en in het laboratorium op een balans met een nauwkeurigheid van 0.01 g. De conditiefactor (CF) werd berekend volgens $CF = BW/L^b \times 100$; waarbij BW staat voor lichaamsgewicht en L voor de lengte (totale lengte) en b de coëfficiënt is die berekend wordt uit de lengte-gewicht relatie van een referentiepopulatie. Er werd hiervoor de data van 22 referentiepopulaties (niet verontreinigde bovenloopjes) in Vlaanderen met een totaal van 1197 individuen gebruikt (De Bie et al. 2001) wat resulteerde in een b-waarde van 3,295. Bovendien werd de hepatosomatische index (HSI) berekend; $HSI = LW/BW \times 100$ waarbij LW het vers gewicht van de lever is (ook gewogen tot op 0.01 g nauwkeurig). Deze twee indices werden uitsluitend berekend voor riviergrondel. Voor de analyse van de metalen werd er afhankelijk van de grootte van de vis de volledige lever gebruikt of eveneens maximaal 1 gram. In de meeste gevallen werden de levers van 2 individuen gepooled voor metaal analyses, wat resulteerde in 5, al dan niet gepoolde stalen per site voor grondel en 3 tot 5, al dan niet gepoolde, stalen voor paling (tabel B2).

Foto's 1-7 geven beelden van de elektrovisserij wadend in ondiep water, of met boot voor dieper water, en het plaatsen van een palingfuij, op de diverse meetplaatsen.



Foto 1 Elektrovisserij op meetplaats W1



Foto 2 Elektrovisserij op meetplaats W2



Foto 3 Fuikvisserij op meetplaats W2



Foto 4 Elektrovisserij op meetplaats W3



Foto 5 Fuikvisserij op meetplaats W4



Foto 6 Elektrovisserij op meetplaats W4



Foto 7 Elektrovisserij op meetplaats W5

2.5 Bemonstering residente macroinvertebraten

Op de vijf monsterpunten werden tussen 15 en 30 april 2021 residente macroinvertebraten bemonsterd met behulp van een standaard invertebratennet. Er werd steeds een afstand van 20 meter bemonsterd. De stalen werden in zuivere 10-L emmers getransporteerd naar het laboratorium en dezelfde dag nog uitgezocht. Al de verzamelde invertebraten werden overgebracht in artificieel zoet water, waarna er een selectie werd gemaakt van de te analyseren taxa. Er werden zowel zoetwaterpissebedden (*Asellus aquaticus*) als vlokreeften (*Gammarus sp.*) gebruikt voor metaalanalyse. Geen van beide taxa werden op alle plaatsen aangetroffen (tabel B3). Ook voor deze organismen werden gepoolde stalen gemaakt. Alvorens de pools te maken werden de invertebraten overnacht gedepureerd.

2.6 Actieve biomonitoring met driehoeksmossel

Vermits het niet evident is om op alle plaatsen steeds dezelfde soorten macroinvertebraten aan te treffen in voldoende aantallen en/of biomassa voor metaalanalyse (zie 2.5), werd er naast Passieve Biomonitoring (waarbij residente soorten werden verzameld) ook Actieve Biomonitoring (ABM) gebruikt. Hierbij worden organismen uit een referentieplaats of een kweek overgebracht naar en blootgesteld in een te onderzoeken gebied door middel van kooien (zie o.a. Bervoets et al., 2004, 2005b). Een belangrijk voordeel van deze benadering is dat op alle plaatsen dezelfde soort onderzocht kan worden in voldoende aantallen, met dezelfde achtergrond (referentiepopulatie). Bovendien is de blootstelling op alle plaatsen even lang.

Omdat we binnen de ECOSPHERE-groep reeds vele jaren ervaring hebben met ABM met driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) (bv. Bervoets et al., 2004; De Jonge et al., 2012; Bashnin et al. 2019; Teunen et al. 2021) gebruiken wij een gestandaardiseerde methode, en werd deze soort op de meetplaatsen uitgehangen in kleine vijvermanden (afmetingen: 11 x 11 x 22 cm; maaswijdte: 2 x 4 mm) (zie foto 8 tot 10). Bovendien werden op dezelfde plaatsen een verwante soort, de quaggamossel (*Dreissena bugensis*) uitgehangen. De reden waarom we ook deze soort uithangen heeft te maken met de beschikbaarheid van driehoeksmossel. Sommige jaren kunnen we op onze referentiegebieden “de Blaarmeersen” en de waterspaarbekkens van “water-link” (vroeger Antwerpse Waterwerken, AWW) niet aan voldoende driehoeksmosselen geraken. De quaggamossel is blijkbaar de driehoeksmossel aan het verdringen in Nederland en

Vlaanderen (Boets et al., 2016). Tijdens de T0 studie werden zowel driehoeks- als quagga mosselen blootgesteld. De toen blootgestelde driehoeksmosselen werden verzameld uit het waterspaarbekken van Water-link, te Duffel. De quaggamosselen werden verzameld in de recreatievijver de Nekker te Mechelen.

Voor deze opvolgstudie konden we opnieuw aan driehoeksmosselen uit de Blaarmeersen geraken en gaven hieraan de voorkeur aan omdat de achtergrondwaarden nog veel lager zijn dan voor de mosseltjes uit de vijvers van Water-link (Bervoets et al. 2005b). Om toch een vergelijking met 2017 te kunnen maken werden eveneens opnieuw quaggamosselen uit de Nekker blootgesteld.

Al de verzamelde mosselen werden tot hun blootstelling in een artificiële vijver in de Mesodrome infrastructuur op Campus Drie Eiken, Universiteit Antwerpen, een mesocosmos (gecontroleerd semi-natuurlijk systeem). Hier werden de mosselen blootgesteld aan de heersende omgevingstemperatuur. De vijvers zijn gevuld met gedechloriseerd leidingwater.

De mosselen werden uitgehangen op 15 maart 2021 en werden terug opgehaald na 6 weken blootstelling. Om de achtergrondgehalten van de metalen te kennen, werden van beide soorten daags voor de blootstelling 10 individuen gedissecteed en ingevroren voor latere metaalanalyse.

Op iedere plaats werden één kooi met driehoeksmosselen en één kooi met quaggamosselen uitgehangen met telkens 20 individuen. De kooien werden vastgemaakt aan de oever met een touw en tentharing. Omdat er vrij veel sedimenttransport in de te onderzoeken beek werd vastgesteld, werden de kooien elke 7 – 10 dagen gecontroleerd en gespoeld. Omdat in 2016-2017 de sterfte na zes weken relatief hoog was, werden er na vier weken blootstelling per locatie en per soort de overleving gecontroleerd en indien mogelijk random tien mosselen verzameld voor eventuele latere analyse. De overige nog levende mosselen werden terug in de kooien geplaatst en verder blootgesteld. Na 4 weken blootstelling was de sterfte bij de quagga mossel al hoog en werd daarom voor deze soort alleen geanalyseerd na 4 weken blootstelling.

Nadat de mosseltjes werden opgehaald, werden ze in het laboratorium overgebracht in partikelvrij gefilterd water van het respectievelijke monsterpunt, waarin ze gedurende 12 uur blijven bij 20°C om te depureren (leegmaken van het spijsverteringsstelsel), zodat enkel de door het organisme opgenomen pollutanten tijdens de analyse worden gemeten. Na deze periode werd het zacht weefsel verzameld en ingevroren bij -20°C in afwachting van de verdere verwerking

en analyse. Per plaats en per locatie werden, afhankelijk van de overleving, drie pools gemaakt van telkens 1 tot 4 mosselen (tabel B4).

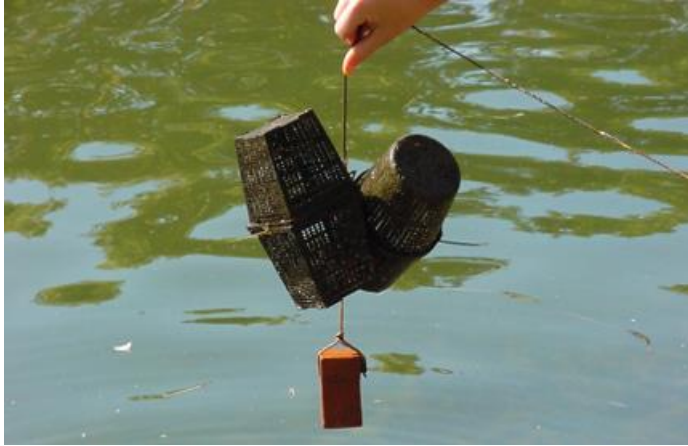


Foto 8: vijvermandjes met mosseltjes



Foto 9: quagga mosselen (links); driehoeksmosselen (rechts)



Foto 10. Bevestiging vijvermanden aan oever.

2.7 Verwerking en metaalanalyse van de biologische stalen

Alle dissecties, staalverwerking (ook van de vismonsters door het INBO bezorgd) en metaanalyses werden uitgevoerd door ECOSPHERE.

Van elk type weefsel (invertebraten, vislevers en mosselen) werd per individu of per pool een representatief staal genomen. Tussen de 0,5 en 1 gram vers materiaal werd nauwkeurig afgewogen ($\pm 0,1$ mg) met een analytische precisiebalans. Op alle stalen werden volgens bestek de metalen arseen (As), cadmium (Cd), koper (Cu), kwik (Hg), vanadium (V) en zink (Zn) gemeten. Additioneel werden ook cobalt (Co), chroom (Cr), nikkel (Ni) en lood (Pb) gemeten. Er werd in samenspraak met de VMM beslist dat er om budgettaire reden niet in alle stalen kwik werd gemeten. Kwik werd alleen gemeten in de gekooide mosseltjes en in lever van paling.

Al de invertebraten-, mossel en leverstalen werden ingevroren bij -20°C en vervolgens gevriesdroogd. Nadien werden deze stalen opnieuw gewogen en werd tussen 0,1 en 0,5 gram drooggewicht gebruikt voor verdere behandeling. Bij elke set van 44 stalen werden twee blanco stalen en twee referentiestalen (gecertificeerd mosselweefsel) toegevoegd voor kwaliteitscontrole van de metaaldigestie en de analyse. De metingen worden als geldig beschouwd indien de recoveries van het referentiemateriaal tussen 90 en 110 % van de gecertificeerde waarden liggen. Voor Cr en Ni vielen de recoveries buiten deze range, waardoor die resultaten als niet-betrouwbaar werden beschouwd en ze dus ook niet in dit rapport gepresenteerd worden. De stalen werden vervolgens gedigesteerd in een 3:1 mengsel van

ultrapuur HCl en HNO₃ (69% zuiverheid) en in een sequentieel hogedruk microgolf systeem (Discover SP-D Explorer, CEM Corporation, Matthews, NC 28106, USA). Dit is een volledig gesloten digestiesysteem dat onder de gebruikte condities meer dan 95% recovery toelaat voor alle elementen, inclusief het vluchtige kwik.

De analyse van de stalen gebeurde op een hoge resolutie inductively coupled plasma mass spectrometer (HR-ICP-MS; Element XR, Thermo scientific, Bremen, Germany). De detectielimiet is voor al de gemeten elementen 0,001 µg/L wat neerkomt op een rapportage limiet van 0,0005 tot 0,002 µg/g drooggewicht. De meetonzekerheid is 10%.

2.8 Statistische verwerking

Voor alle datasets werd nagegaan of er zich “outliers” bevonden. Dit werd getest met behulp van de Grubb test in Graphpad (<https://www.graphpad.com/quickcalcs/grubbs2>). Slechts in enkele gevallen diende een waarde van een replicaat te worden verwijderd uit de statistische analyse.

Met behulp van variantie analyse ((2-way) ANOVA of Kruskal Wallis bij niet normaal-verdeelde data) met posthoc test, werd nagegaan of er significante verschillen gevonden werden tussen de monsterpunten. Tevens werd nagegaan of er significante verschillen waren in metaalgehalten tussen 2016-2017 en 2021. Voor de gehalten in het water en sediment werden de data van de VMM gebruikt. Wat de geaccumuleerde metaalconcentraties betreft werden de eigen metingen gebruikt.

Er werd eveneens nagegaan of er significante verbanden bestonden tussen de gehalten in de omgeving (water of sediment) en de geaccumuleerde gehalten. Hiervoor werden er verschillende sub-sets van de VMM datasets gebruikt. Om na te gaan of er een relatie bestond tussen de gehalten in de omgeving en in de mosselen werden uitsluitend de sedimentgehalten en de concentraties gemeten in het water tijdens de blootstelling gebruikt. Om de relatie na te gaan tussen de gehalten in de omgeving en de residentie macroinvertebraten werden de concentraties in het sediment en de concentraties in het water van 4 maanden voor de bemonstering gebruikt. Wat de metaalgehalten in de vissen betreft werd de hele dataset van de VMM gebruikt van na de sanering tot het moment van bemonstering. Deze relaties werden nagegaan met behulp van multi-pele regressie analyses, waarbij concentraties in biota (gehele organisme of in lever vis) gerelateerd werden aan de concentraties in de omgeving (water of sediment) en er werd nagegaan of er significante bijdragen in de variatie werden geleverd door sediment- of waterkarakteristieken. Deze waren pH, zuurstof en chloridegehalte voor het water en organisch koolstofgehalte (TOC) in het sediment.

Voor sommige componenten was de concentratie op bepaalde plaatsen/momenten beneden de detectielimiet. Om deze gegevens toch te kunnen gebruiken voor de berekening van de mediaanwaarden en in de statistische verwerking werd er aan deze data toch een waarde toegekend, meer bepaald de helft van de detectielimiet (Bervoets et al., 2004; Custer et al., 2000).

3. Resultaten

3.1 Algemene fysische en chemische kenmerken en metalen in water en sediment

In de tabellen in bijlagen B5 tot B10 wordt de evolutie van een selectie aan relevante fysische en chemische variabelen en micropolluenten tussen 2016/2017 en 2021 in water (B5 en B6) en sediment (B7 tot B10) weergegeven.

Voor **oppervlaktewater** betreft het de pH, geleidbaarheid (EC20), ammonium (NH_4^+), nitriet (NO_2), nitraat (NO_3), totaal stikstof (N_t), orthofosfaat (oPO_4), totaal fosfor (P_t), chloride (Cl), sulfaat (SO_4) en zwevende stof (ZS) (tabel B5). De evolutie van de opgeloste concentraties van arseen (As), koper (Cu), cadmium (Cd), chroom (Cr), nikkel (Ni), lood (Pb) en zink (Zn) wordt gegeven in tabel B6. Zoals eerder vermeld werden de punten W2 en W3 gesaneerd in mei 2017 en de punten W4 en W5 in mei 2020. Er kan dus worden nagegaan wat het effect van de sanering is op de concentraties van de gemeten componenten.

Voor pH, zuurstofgehalte, CZV, NH_4 , NO_2 , N_t , oPO_4 en SO_4 werden op geen van de monsterpunten een significant verschil gevonden tussen de concentraties voor en na de sanering. Voor Cl en EC20 zien we een lichte niet-significante daling op punt W2 en W5 en significant lagere waarden na de sanering op de punten W3, W4. Voor NO_3 en P_t zien we een significante daling na de sanering op punt W2. Het ZS gehalte is significant lager na de sanering op de punten W2, W3 en W4.

Voor geen van de **opgeloste metalen** konden we significante verschillen in concentratie vinden tussen de verschillende meetjaren (tabel B6). Alleen voor Ni en Pb was er een dalende trend waar te nemen maar dit kon niet statistisch getest worden door de vele stalen met concentraties beneden de detectielimiet (< DL).

Wat **waterbodem** betreft kunnen we niet statistisch testen vermits er telkens maar één (meng)staal werd genomen, maar uit tabel B7 blijkt dat er op alle punten voor nagenoeg elk van de gemeten metalen een duidelijke lagere concentratie is na de sanering. Alleen op punt W1 (stroomopwaarts van de sanering) zien we een duidelijke stijging in de concentraties van As, Cu, Ni, Pb en Zn). Fosfor (P) in de waterbodem werd ook toegevoegd aan tabel B7. Hier zien we op de punten W2, W4 en W5, een duidelijke daling na de sanering.

Tabel B8 geeft de evolutie weer voor de polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en Tabel B9 de evolutie voor de Polychloorbyfenylen (PCB's). De componenten waar de concentratie steeds beneden de detectielimiet lag werden niet mee opgenomen in de tabel. Voor nagenoeg alle pesticiden lagen de concentraties steeds onder de detectielimiet, met uitzondering van pp'Dichloordifenyldichlooretheen (44DDE) en Hexachloorbenzeen (HCBz). Ook voor de gebromeerde vlamvertragers lagen alle concentraties onder of zeer dicht bij de detectielimiet, met uitzondering voor de polybrodifenyloether 209 (BDE209). Tabel B10 geeft de evolutie voor deze twee pesticiden, van totaal cyanide (CN-t) en van BDE209 weer.

Voor de meeste van deze componenten zien we op de punten stroomafwaarts (W2 t.e.m. W4) een afname na de sanering.

De Biotische Waterbodem Index (BWI) en de ecotoxicologische evaluatie worden samengevat in tabel B11. Alleen voor de test met Selenastrum en met de Ostracoda zijn er gegevens beschikbaar voor zowel voor als na de sanering. De BWI blijft nagenoeg onveranderd na de sanering met als uitzondering een zeer lage BWI op locatie W3 in 2019 maar een herstel in 2021.

3.2 Resultaten van de visbemonstering

Tabel 1 geeft een overzicht van de gevangen vissoorten en hun aantallen op de verschillende monsterpunten. De vangstgegevens (aantallen en gewicht per soort in CPUE per monsterpunt) worden weergegeven in bijlage tabel B12, zowel voor elektrovisserij als voor fuikvisserij. Informatie over de relatieve verdeling van de soorten per locatie, zowel wat aantallen als gewicht betreft, wordt weergegeven in bijlage figuur B1 voor zowel de vangst van 2017 als 2021. De lengtefrequentieverdeling voor de verschillende soorten wordt gegeven in figuur B2 voor zowel 2017 als 2021. De aantallen en gewichten gevangen per 100 meter worden weergegeven in figuur B3.

De visindex, uitgedrukt als EQR, werd uitsluitend berekend op basis van de resultaten van de elektrische visvangst en wordt gegeven in tabel 2.

Tabel 1. Overzicht van de gevangen vissen op de vijf monsterpunten. De aantallen worden weergegeven.

Soort	W1	W2	W3	W4	W5
-------	----	----	----	----	----

Baars		3		8	17
Bermpje	32	104	8	8	8
Bittervoorn		1	11		2
Blankvoorn	3		7	23	9
Blauwband-grondel	9	14	44	8	19
Bruine Amerikaanse dwergmeerval		1	1		
Driedoornige stekelbaars		1	2		
Giebel	14	2	3	4	6
Karper				2	
Kopvoorn	2	3	87	36	31
Paling	7	13	9	9	6
Rietvoorn	1			1	
Riviergrondel	206	198	516	109	116
Serpeling	1				
tiendoornige stekelbaars	2		1		
Vetje		4	8		4
Zonnebaars	5	18	12	33	21
Totaal aantal soorten	11	12	13	11	11

Tabel 2. Overzicht van de visindex met de waardebeoordelingen voor de verschillende campagnes met O= ontoereikend, M= matig, GEP = goed ecologisch potentieel, deze werd bepaald aan de hand van de resultaten verzameld met elektrovisserij in maart 2021

Monsterpunt	Datum	EQR	Waardebeoordeling
W1	15/03/2021	0,41	O
W2	15/03/2021	0,29	O
W3	16/03/2021	0,37	O
W4	17/03/2021	0,50	M
W5	19/03/2021	0,56	M

Uit tabel 2 blijkt dat de kwaliteit van de visfauna op punten W1, W2 en W3, ontoereikend is en op de punten W4 en W5 matig.

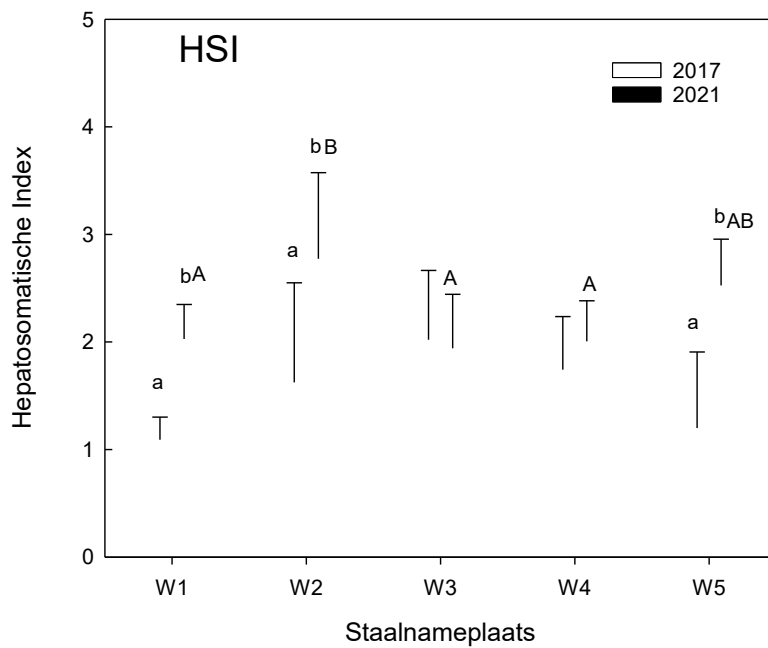
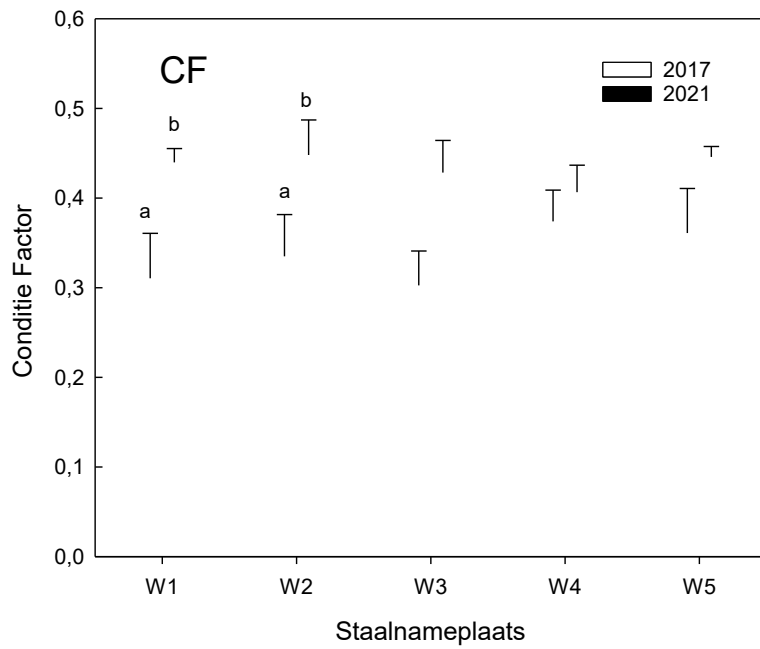
Wanneer we nu de EQR (Ecological Quality Ratio) bekijken en vergelijken tussen 2017 en 2021, dan zien we dat voor punten W1 en W3 de situatie verbeterd is, maar voor de punten W2,

W4 en W5 verslechterd is (tabel 3). Er moet hierbij opgemerkt worden dat een nieuw ontwikkelde methode werd gebruikt voor de berekening van de visindex (Breine et al. 2021) voor de data van 2021, en dat de gegevens van 2017 met de nieuwe visindex werden herberekend. Deze waarden wijken dus af van de vorige rapportage (Bervoets e.a. 2018).

Tabel 3. Overzicht van de visindex met de waardebeoordelingen voor de verschillende campagnes met O= ontoereikend, M= matig, GEP = goed ecologisch potentieel, vergelijking tussen 2017 en 2021

Monsterpunt	EQR		waardebeoordeling		trend
	2017	2021	2017	2021	
W1	0,37	0,41	O	O	Beter
W2	0,42	0,29	O	O	Slechter
W3	0,29	0,37	O	O	Beter
W4	0,75	0,50	GEP	M	Slechter
W5	0,71	0,56	M	M	Slechter

Voor riviergrondel werd de conditiefactor (CF) en de heptosomatische index (HSI) bepaald op alle punten. Beide indices werden uitsluitend berekend op de individuen die ook geanalyseerd werden op metalen (8 b per plaats). Figuur 2 geeft de resultaten voor beide indices. Met behulp van een 2-way ANOVA werd nagegaan of er verschillen waren tussen de locaties en tussen de twee staalnameperiodes. Voor de CF werden geen verschillen tussen de locaties gevonden in 2021. Op de punten W1 en W2 lag de CF wel significant hoger in 2021. Voor de HSI werd een hogere waarde gevonden in 2021 op punt W2 in vergelijking met de punten W1, W3 en W4. Op de punten W1, W2 en W5 was de HSI hoger in 2021 dan in 2017.



Figuur 2 Conditie factor en hepatosomatische index van grondels gevangen op de vijf monsterpunten in de Winterbeek. Vergelijking tussen 2017 en 2021. Verschillende kleine letters betekent een significant verschil tussen de twee monsterperioden binnen één locatie. Verschillen in grote letters betekenen significante verschillen tussen de locaties in 2021.

3.3 Resultaten van de macro-invertebraten bemonstering

Op de vijf monsterpunten werd door de VMM de MMIF bepaald. Tabel 4 geeft de berekende MMIF index voor de 5 verschillende locaties, tussen 2016 en 2021.

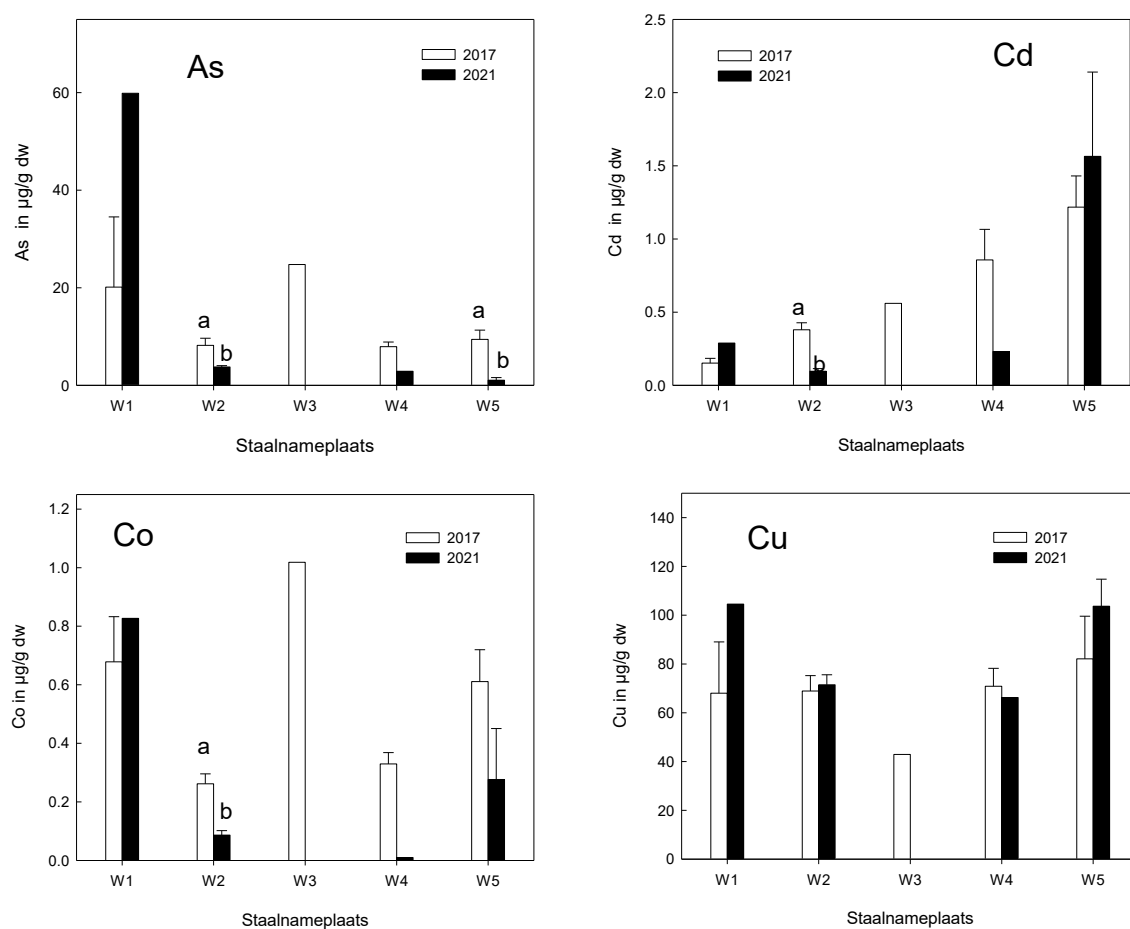
Tabel 4. Overzicht van de multimetrische index voor Vlaanderen (MMIF) zoals bepaald door de VMM. De waardebeoordelingen zijn ZG= zeer goede; G= goede; M= matige; O= ontoereikende of S= slechte waterkwaliteit.

Monsterpunt	Datum	sanering	MMIF	Waardebeoordeling
W1	2016	NVT	0,55	M
	2017	NVT	0,60	M
	2018	NVT	0,60	M
	2019	NVT	0,60	M
	2021	NVT	0,60	M
W2	2016	voor	0,45	O
	2017	na	0,45	O
	2019	na	0,70	G
W3	2016	voor	0,53	M
	2017	na	0,65	M
	2019	na	0,45	O
	2021	na	0,50	M
W4	2017	voor	0,60	M
	2019	voor	0,40	O
	2021	na	0,25	S
W5	2017	voor	0,55	M
	2018	voor	0,50	M
	2021	na	0,55	M

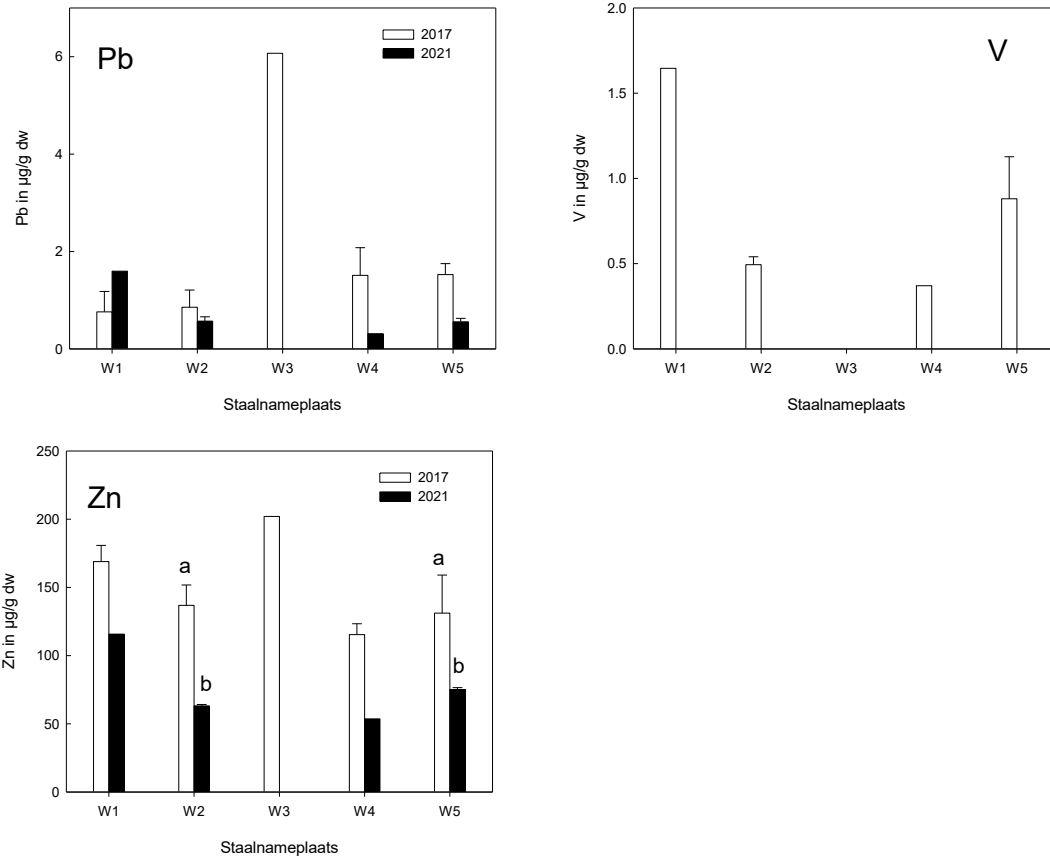
Uit tabel 4 blijkt dat voor de punten W1 en W5 er geen wijziging werd waargenomen in de MMIF na de sanering, voor punt W2 is er een verbetering en voor de punten W3 en W4 een achteruitgang in de biologische waterkwaliteit waar te nemen na de sanering.

3.4 Metaalconcentraties in de residente invertebraten

Zoals beschreven in materiaal en methoden (2.1) werden op de meeste monsterpunten voldoende individuen van de waterpissebed *Asellus aquaticus* en/of de vlokreeft *Gammarus sp.* aangetroffen voor de analyse van metalen (tabel B3). Figuur 3 geeft de metaalconcentraties in *A. aquaticus* voor de verschillende locaties evenals een vergelijking tussen 2017 en 2021.



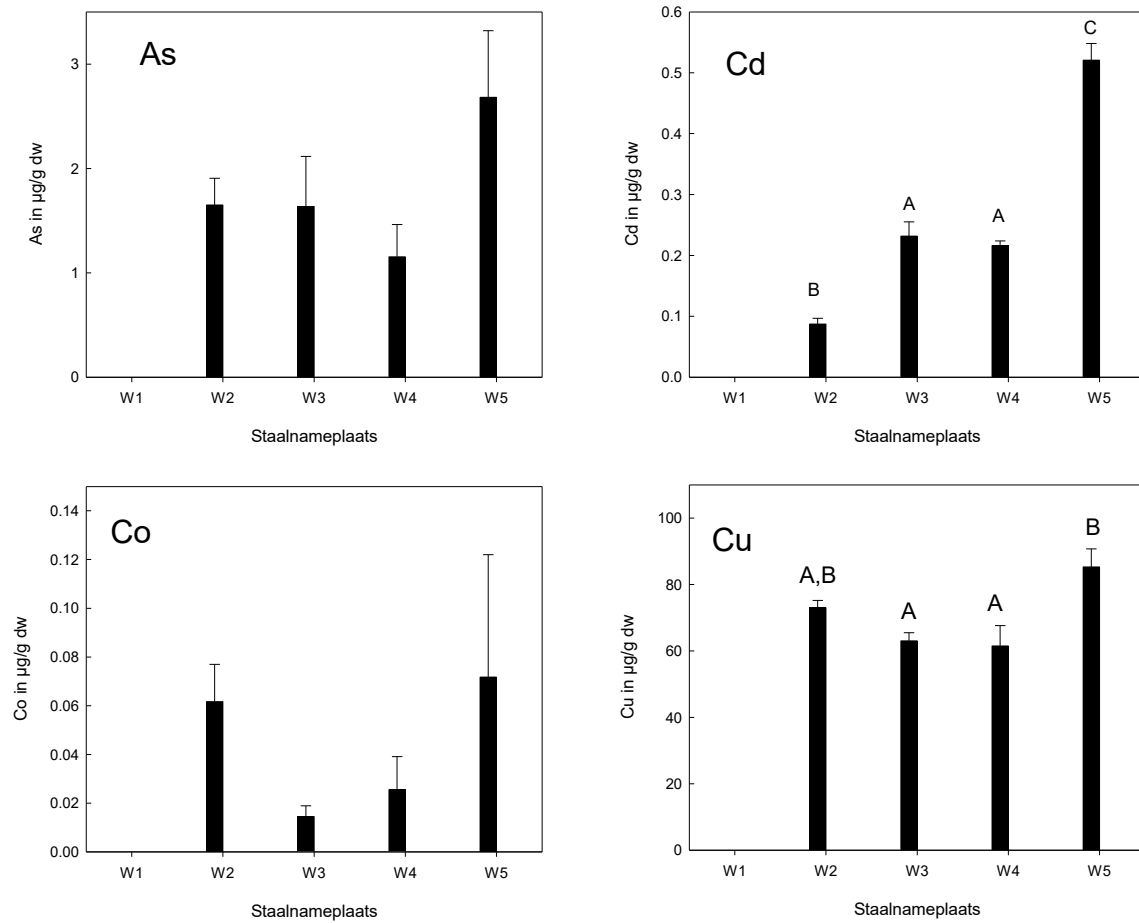
Figuur 3. Metaalgehalten (gemiddelde \pm standaard deviatie) in *Asellus aquaticus* bemonsterd op de vijf monsterpunten. Vergelijking tussen 2017 en 2021. Op W3 werd geen *Asellus* gevangen in 2021. Verschillende kleine letters duiden op significante verschillen binnen één punt tussen de twee staalnameperiodes



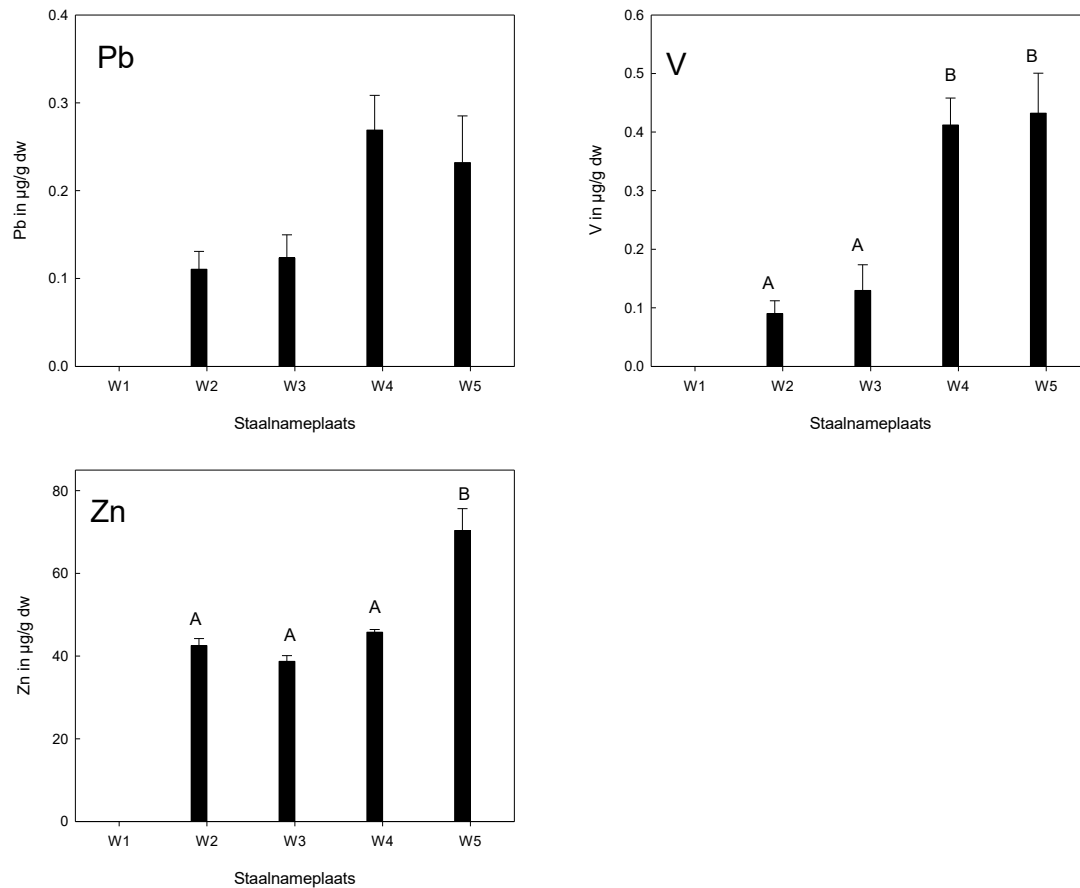
Figuur 3 vervolg.

Omdat er op de monsterpunten W1, W3 en W4 slechts in één staal kon worden gemeten, konden we alleen voor de punten W2 en W5 statistisch nagaan of er een verschil was in concentratie van de metalen in *A. aquaticus* tussen 2017 en 2021. Op W2 zien we een significant lagere concentratie in 2021 voor As, Cd, Co en Zn. Ook voor Pb zien we een daling, echter deze is niet-significant. Voor Cu werden er geen verschillen waargenomen. Op W5 zien we een significante daling voor As, Pb en Zn maar niet voor de overige metalen. Vanadium werd niet gemeten in 2017.

De resultaten voor *Gammarus sp.* worden gegeven in figuur 4. Er is geen vergelijking mogelijk tussen de twee staalnameperiodes vermits dit taxon niet werd geanalyseerd in 2017.



Figuur 4 Metaalgehalten (gemiddelde \pm standaard deviatie) in *Gammarus sp.* bemonsterd op de vijf punten in 2021. Verschillende hoofdletters betekenen een significant verschil ($p < 0.05$) in metaalconcentratie. Op W1 werd geen *Gammarus* gevangen



Figuur 4 ervolg.

Met behulp van ANOVA of Kruskal-Wallis (indien de data niet normaal verdeeld waren) werd nagegaan of er significante verschillen in metaalconcentraties in *Gammarus sp.* waren tussen de monsterpunten. Jammer genoeg werden er geen exemplaren gevangen op W1 en kon dus uitsluitend vergeleken worden tussen W2, W3, W4 en W5. Voor As, Co en Pb werden geen significante verschillen gevonden. Voor Cd werden de laagste concentraties gemeten op W2 en de hoogste op W5. Ook voor Cu en Zn werden de hoogste concentraties gemeten op W5. Voor V werden er significant hogere concentraties gemeten in *Gammarus* afkomstig van de locaties W4 en W5.

Voor de locaties W2 en W5 kon statistisch worden nagegaan of er significante verschillen in metaalaccumulatie was tussen de twee soorten. Voor As, Pb en V werden er op beide locaties en voor Cd op locatie W5 steeds hogere concentraties gemeten in Asellus dan in Gammarus (ongeveer dubbel zo hoog), maar voor Cu, Co en Zn en voor Cd op locatie W2, werden geen significante verschillen waargenomen tussen beide soorten.

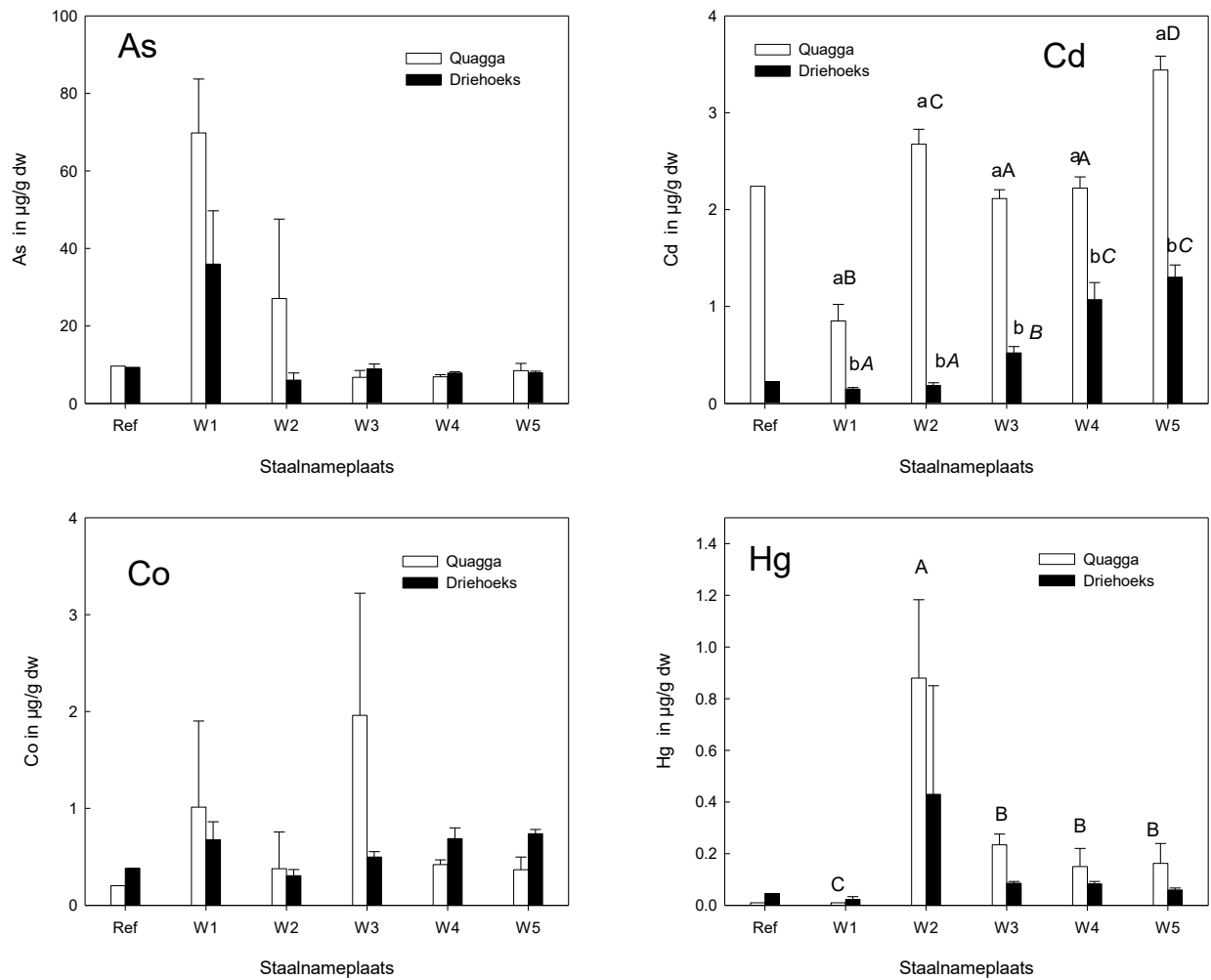
3.5 Metaalgehalten in de gekooide mosselen

Zoals vermeld werden reeds na 4 weken uit elke kooi indien mogelijk 10 mosselen verzameld omdat de kans bestond dat na 6 weken niet voldoende mosselen overleefden. De overleving van de mosselen na 6 weken weergegeven in tabel 8 behelst dan ook de overleving van de resterende 15 individuen.

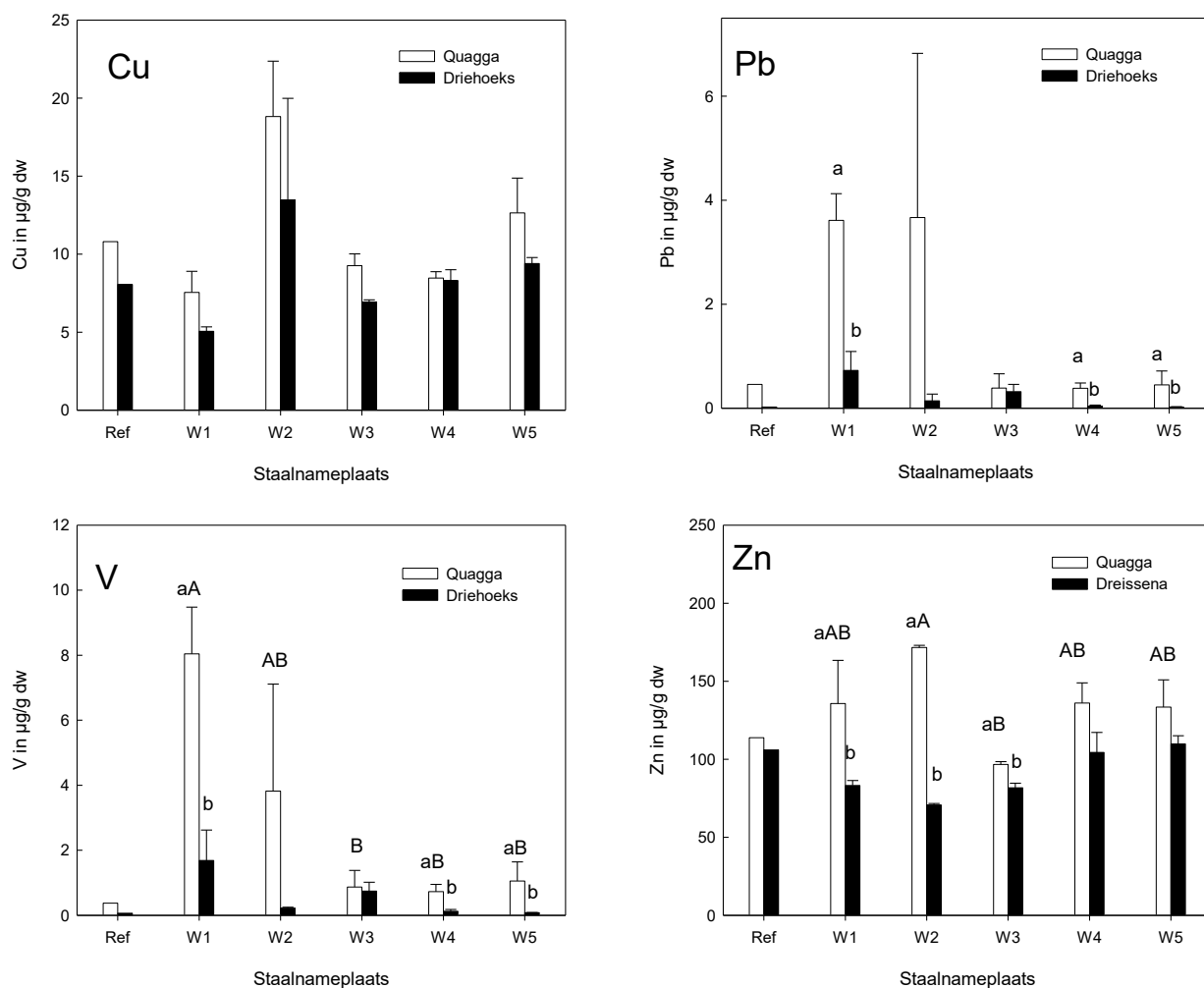
Figuur 5 geeft de metaalconcentraties in beide mosselsoorten voor de blootstelling tussen 15 maart en 30 april 2021. De geaccumuleerde concentraties worden vergeleken met de metaalgehalten bij de start van de blootstelling (Ref).

Tabel 5. Percentage overleving van de gekooide mosselen op einde van de blootstelling.

<i>driehoeksmossel</i>		
	na 4 weken	na 6 weken
W1	100	70
W2	90	20
W3	100	100
W4	100	100
W5	100	90
<i>quagga mossel</i>		
	na 4 weken	na 6 weken
W1	20	0
W2	50	0
W3	100	70
W4	80	60
W5	90	10



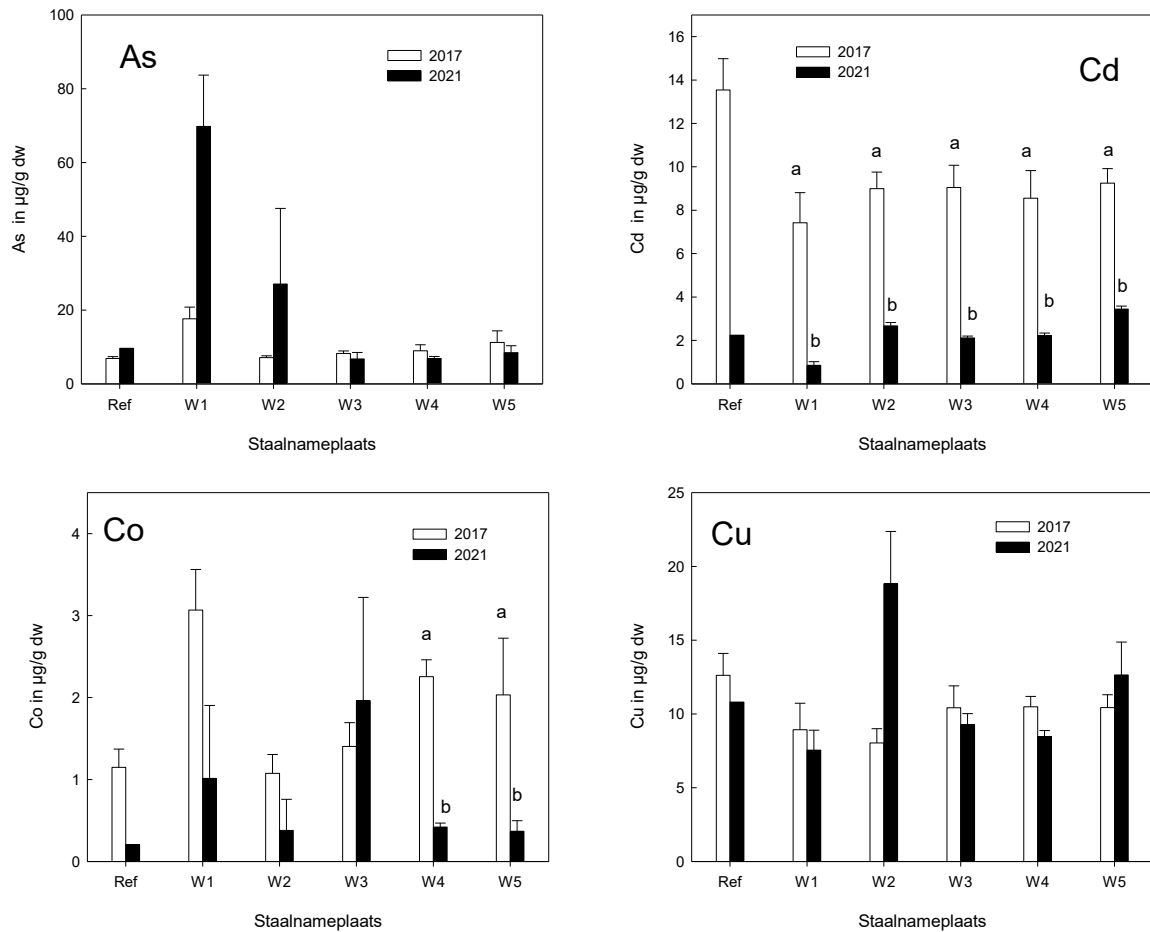
Figuur 3a. Metaalgehaltenes in driehoeksmossel en quagga mossel (gemiddelde \pm standaard deviatie). Verschillende kleine letters binnen een monsterpunt tonen een significant verschil tussen de twee soorten. Verschillende hoofdletters betekenen een significant verschil in concentratie in quagga mossel tussen de monsterpunten. Verschillende cursieve hoofdletters betekenen een significant verschil in concentratie in Driehoeksmossel tussen de monsterpunten.



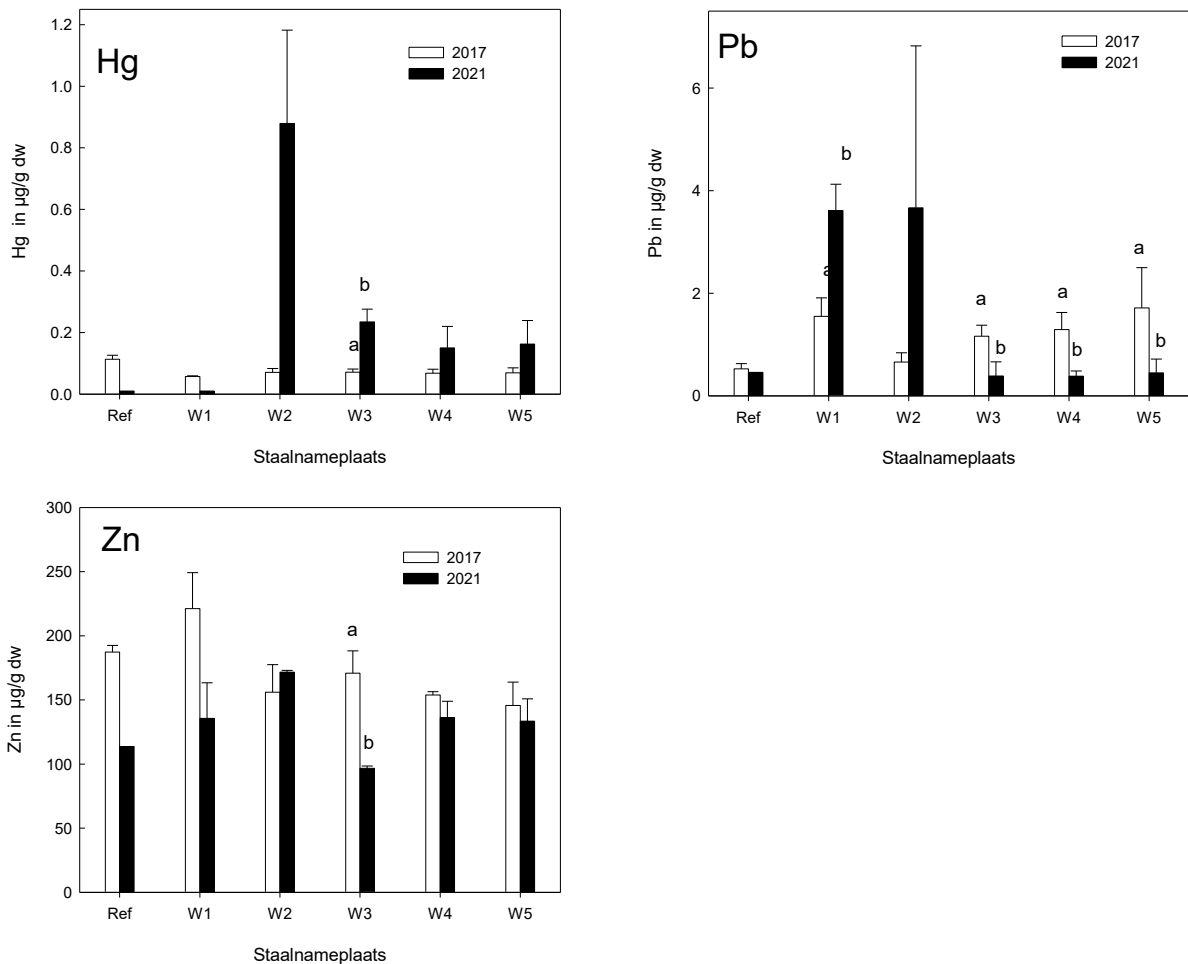
Figuur 4b. Vervolg.

De concentraties in de mosselen blootgesteld op de verschillende locaties konden niet statistisch vergeleken worden met de referentie, omdat we daarvoor telkens één pool van 10 individuen hadden genomen. We zien wel dat voor As, Co, Hg, Pb en V de concentraties in beide soorten het laagste zijn op de referentielocaties. Voor Cu en Zn zijn de concentraties reeds relatief hoog in mosselen van de referentielocaties, maar het betreft dan ook twee essentiële elementen. Voor Cd zijn de achtergrondconcentraties voor vooral de quagga en in mindere mate voor de driehoeksmossel hoog. Maar in 2021 in quagga een stuk lager dan in 2017 (figuur 6). Met

behulp van een 2-way ANOVA werd er nagegaan of er verschillen in accumulatie waren tussen de soorten en tussen de locaties. Voor As, Co en Cu vonden we geen significante verschillen tussen de soorten en ook niet tussen de locaties. Voor Cd is op alle locaties de concentratie significant hoger in de quagga mossel dan in de driehoeksmossel. Voor beide soorten vonden we bovendien significante verschillen in Cd concentratie tussen de locaties, met de hoogste concentraties op de punten W4 en W5. Voor Pb vinden we significante verschillen tussen beide soorten op de locaties W1, W4 en W5, maar er werden geen verschillen gevonden voor geen van beide soorten tussen de locaties. Voor V vinden we ook verschillen tussen de soorten op de punten W1, W4 en W5. Bovendien vinden we voor quagga significante verschillen tussen de locaties met de hoogste concentraties op de punten W1 en W2. Voor driehoeksmosselen werden er geen verschillen in V gevonden tussen de locaties. Tenslotte wat Zn betreft vonden we significante verschillen tussen beide soorten op de locaties W1, W2 en W3 met ook hier de hoogste concentraties in quagga. Voor deze soort zagen we ook significante verschillen tussen de locaties met de hoogste concentratie in locatie W2.



Figuur 5. Vergelijking metaalgehalten (gemiddelde \pm standaard deviatie) in blootgestelde quagga mosselen tussen 2017 en 2021. Verschillende kleine letters binnen een monsterpunt tonen een significant verschil tussen de twee periodes.



Figuur 6 vervolg. Vergelijking metaalgehalten in blootgestelde quagga mosselen tussen 2017 en 2021

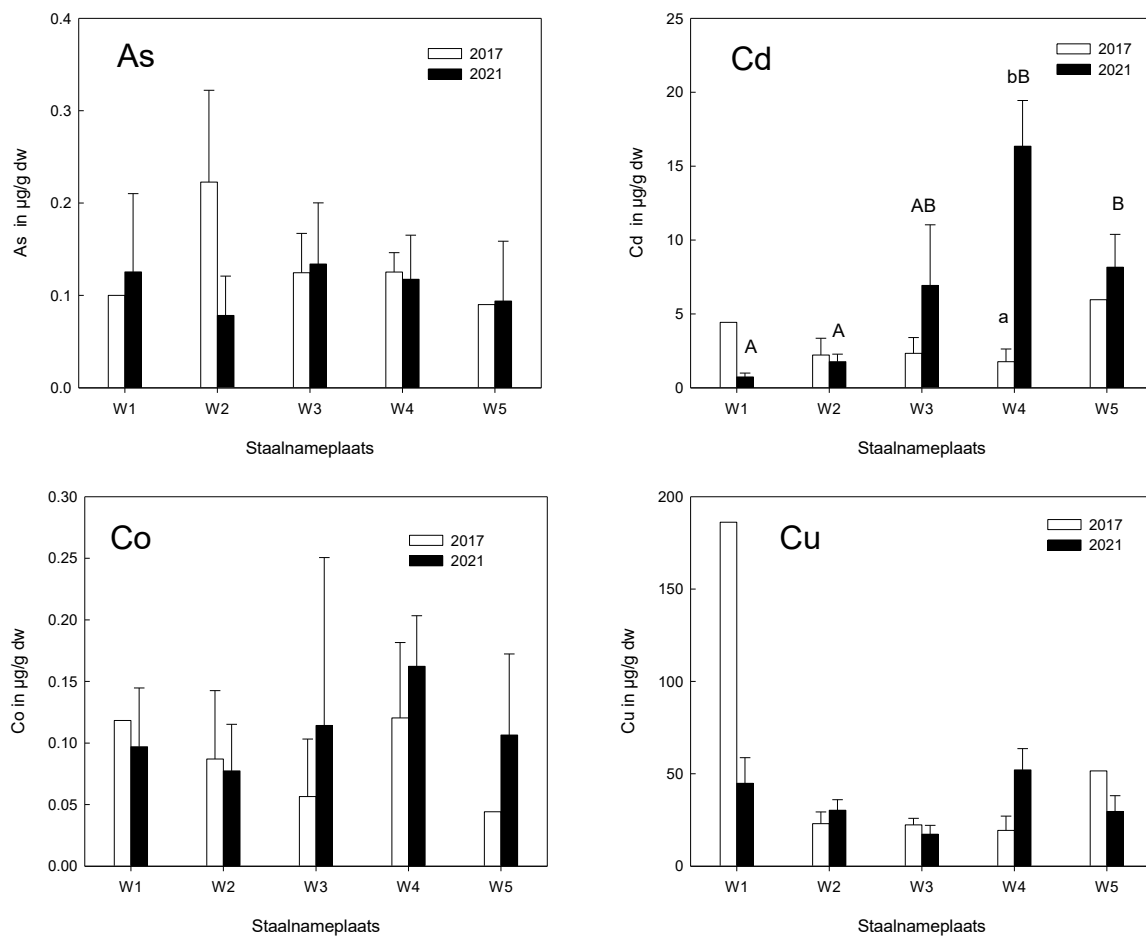
Met behulp van een 2-way anova werd er nagegaan of er significante verschillen waren binnen de monsterpunten tussen de twee staalnameperiodes en binnen een staalnameperiode tussen de monsterpunten. De verschillen tussen de punten werden reeds besproken bij figuur 5. Voor As en Cu werden er op geen van de punten verschillen gevonden in concentratie tussen de twee periodes. Voor Cd was de concentratie op alle plaatsen lager in 2021 dan in 2017, maar ook duidelijk op de referentieplaats. Voor Co vonden we alleen op de punten W4 en W5 significant

lagere concentraties in 2021, maar opnieuw was dit ook het geval voor de referentieplaats. Voor Hg vonden we, ondanks een daling in concentratie op de referentieplaats, een significante stijging in 2021 W3. Ook op de locaties W2, W4 en W5 was er een stijging te zien, die evenwel niet significant was. Op W1 zagen we dan een significante daling. Wat Pb betreft zien we een significante stijging op W1, maar een significante daling op W3, W4 en W5. Voor Zn tenslotte werd alleen op punt W3 een significante daling genoteerd.

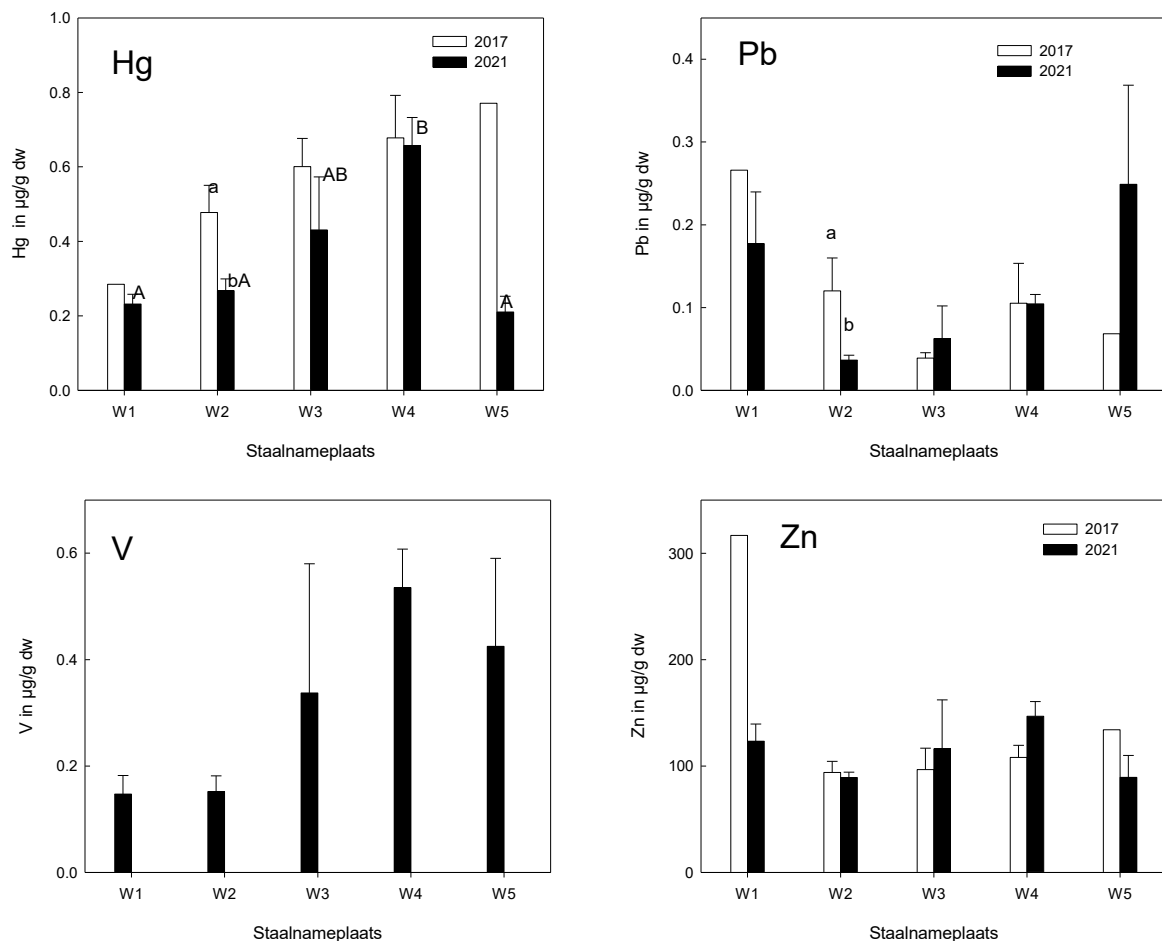
3.6 Metaalgehalten in de residente vissen

Zoals reeds vermeld in 2.3 (en in tabel 2) werden op elke plaats voldoende palingen en grondel gevangen voor metaalanalyses. Voor riviergrondel werden er voor site W1 tot W4 vijf pools gemaakt van telkens twee levers, op W5 werd in vier individuele levers gemeten en in één pool van twee individuen. Wat paling betreft werden er ook afhankelijk van de grootte van de gevangen exemplaren in individuele levers gemeten of pools gemaakt van 2 of 3 levers. Dit resulteerde ook in 3 tot 5 replicaten per monsterpunt.

Figuren 7 en 8 geven de resultaten voor de metaalgehaltenes in de levers van respectievelijk paling en riviergrondel voor de 5 monsterpunten. De gemeten concentraties werden vergeleken met de resultaten uit 2017 en met een referentiesite.



Figuur 7. Vergelijking in metaalgehalten (gemiddelde \pm standaard deviatie) in lever van paling tussen 2017 en 2021, gevangen op de 5 monsterpunten. Gemiddelde waarden en standard error worden gerapporteerd. Verschillende kleine letters binnen een monsterpunt tonen een significant verschil tussen de twee periodes. Verschillende hoofdletters betekenen een significant verschil in concentratie in lever van paling tussen de meetplaatsen voor 2021.

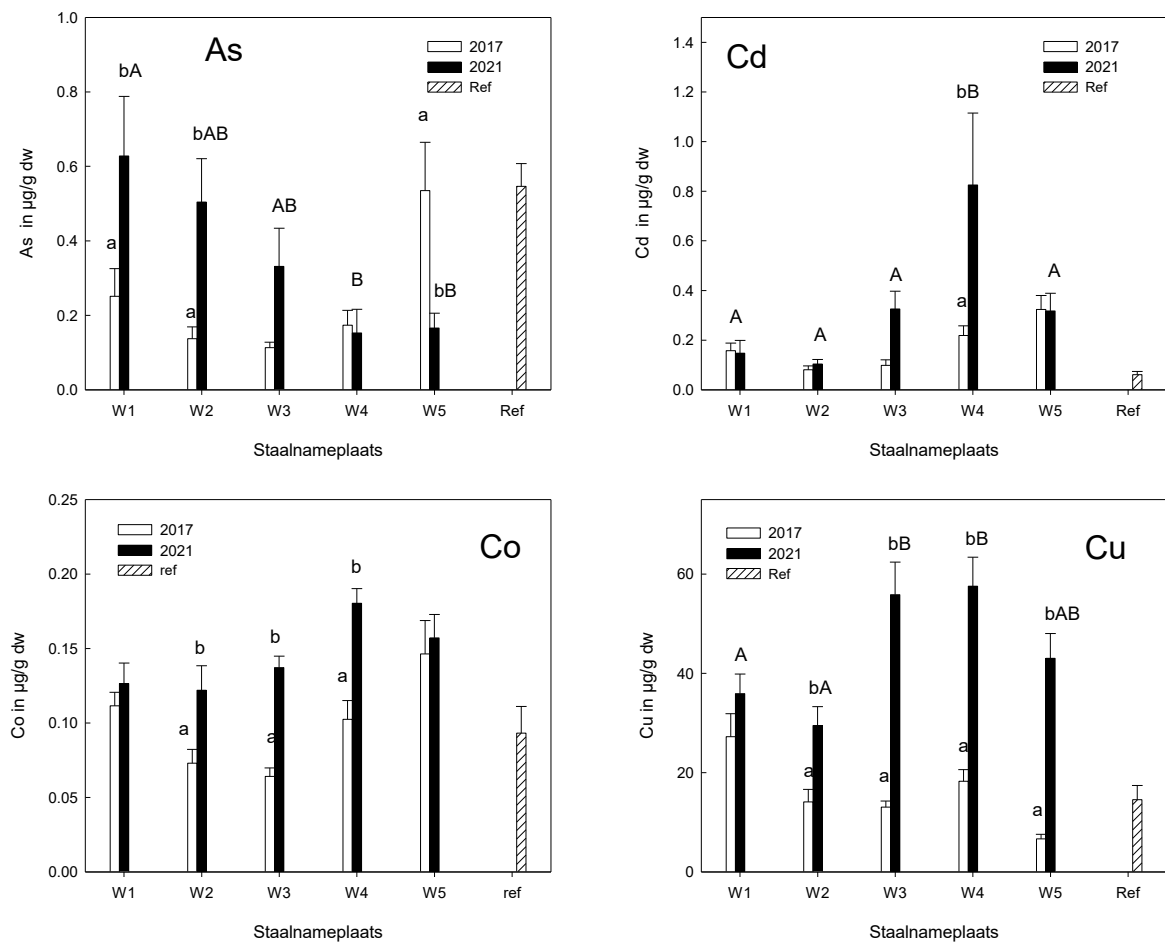


Figuur 7. Vervolg.

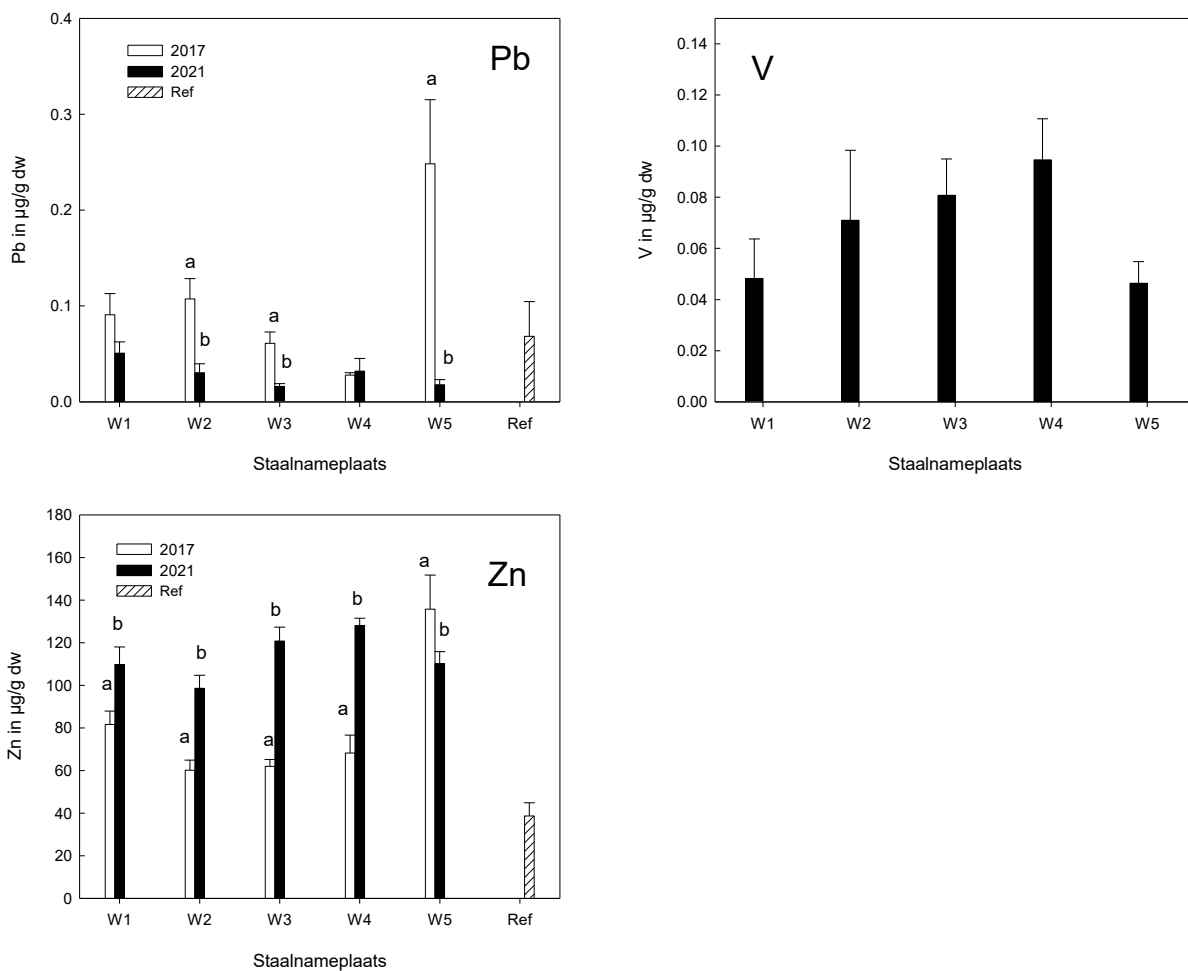
Vermits er op W1 en W5 slechts 1 paling werd gevangen in 2017, konden we alleen voor de punten W2, W3 en W4 nagaan of er een verschil in metaalconcentraties in de levers werd gevonden tussen 2017 en 2021. Dit werd getest met behulp van een 2-way ANOVA. Voor 2021 konden we met behulp van een ANOVA wel statistisch nagaan of er verschillen tussen de monsterpunten waren.

Wat de vergelijking betreft tussen 2017 en 2021, vonden we geen statistische verschillen op geen van de 3 punten voor As, Co, Cu en Zn. Voor Cd vonden we geen significant verschil op W2 en W3 maar wel een significant hogere concentratie in 2021 op W4. Voor Hg en Pb werd

een significante daling waargenomen op W2 maar niet op de andere punten. Wanneer we alle punten onderling vergelijken voor 2021 dan vinden we alleen voor Cd en Hg significante verschillen tussen de locaties. Voor beide metalen werden de hoogste concentraties gemeten op punt W4



Figuur 8. Vergelijking in metaalgehalten (gemiddelde \pm standaard deviatie) in lever van riviergrondel tussen 2017 en 2021, gevangen op de 5 monsterpunten en op een referentielocatie. Gemiddelde waarden en standard error worden gerapporteerd. Verschillende kleine letters binnen een monsterpunt tonen een significant verschil tussen de twee periodes. Verschillende hoofdletters betekenen een significant verschil in concentratie in lever van paling voor 2021. Ref: gehalte van de metalen in riviergrondels uit niet-metaal verontreinigde waterlopen in Vlaanderen.



Figuur 8. Vervolg.

Voor grondel konden we voor alle metalen, met uitzondering van V, dat alleen in 2021 werd bepaald, met behulp van een 2-way ANOVA een vergelijking maken tussen de 5 monsterpunten en de twee staalnameperiodes. Wat de vergelijking tussen de staalnameperiodes betreft zien we voor As, Co, Cu en Zn een toename in 2021 op één of meerdere punten. Voor As is de toename significant op de punten W1 en W2, maar zien we een significante afname op W5. Voor Cd zien we alleen op W4 een significante hogere concentratie in 2021. Voor Co zien we die toename op de punten W2, W3 en W4 en voor Cu op alle punten behalve op W1. Voor Zn is er

een significante toename op de punten W1 tot W4, maar een significante daling op W5. Voor Pb tenslotte zien we op de punten W2, W3 en W5 een significante daling in 2021.

Wanneer de punten onderling vergelijken voor 2021, dan zijn er geen significante verschillen voor Co, Pb, V en Zn. Voor As zien we een daling naarmate we meer stroomafwaarts meten. Voor Cd is er alleen op punt W4 een significant hogere concentratie en voor Cu is de concentratie significant hoger in levers van riviergrondel uit de punten W3 en W4 in vergelijking met de andere punten.

4. Discussie

4.1 Water- en sedimentkwaliteit

Voor nagenoeg geen van de algemene **waterkarakteristieken** was er een wijziging t.o.v. 2017. Uit de vergelijking met de normen komen echter wel, in een aantal gevallen, verschillen naar voor t.o.v. 2017. De **zuurtegraad**, **nitraat-** en **totaal stikstofconcentratie** voldeden op al de monsterpunten aan de basiskwaliteitsnormen. Het **zuurstof**gehalte voldeed ook na de sanering aan de basiskwaliteitsnorm (10-percentiel 6 mg/l) op de punten W1, W2 en W5 maar niet op W3 en W4. Voor **CZV** werd de norm (90-percentiel 30 mg/l) op alle punten overschreden behalve op punt W1. Op punt W2 werd de norm lichtjes overschreden. De **elektrische geleidbaarheid** en het **chloride** gehalte zijn wel gedaald op alle punten stroomafwaarts van de verontreiniging, maar alleen op de punten W3 en W4 was die daling significant. De normen (90-percentiel 600 μ S/cm voor EC20 en 90-percentiel 120 mg/l voor Cl) worden nog steeds op alle punten sterk overschreden behalve op punt W1. Ondanks het feit dat er geen significante daling werd geobserveerd voor **orthofosfaat**, werd de norm (gemiddelde 0,07 mg/l) nergens meer overschreden na de sanering terwijl voor **totaal fosfor** de norm (0,14 mg/l) nog steeds op alle punten overschreden werd. Voor **sulfaat** (norm: gemiddeld 90 mg/l) werd de norm na de sanering nog overschreden op de punten W2, W3 en W5. Tenslotte werd de **zwevende stof** norm (50 mg/l) op geen enkel punt meer overschreden na de sanering.

Dus wat de algemene **waterkwaliteitsvariabelen** betreft zien we dat er na de sanering op de meeste punten een verbetering opgetreden is wat het respecteren van de norm betreft.

Wat de opgeloste metaalgehalten in het water betreft, werd alleen voor **arseen** opnieuw de norm (norm: gemiddeld 3 μ g/l) op punt W1 en voor **kobalt** (norm: gemiddeld 0,5 μ g/l) op alle plaatsen behalve op W1, licht overschreden.

Samengevat kunnen we stellen dat voor wat de metalen in de waterkolom betreft al de monsterpunten weinig tot niet verontreinigd zijn, behalve voor As op punt W1, waar de norm wordt overschreden.

Voor de concentraties in het **sediment** werd er vergeleken met de Vlaamse normen voor waterbodempkwaliteit (Vlarem, 2015) en met de Waterbodemp triggerwaarden (TW) (OVAM: <https://publicaties.vlaanderen.be/view-file/49205>). Voor **arseen** zien we op alle punten stroomafwaarts van de verontreiniging een sterke daling in het sediment maar blijft de norm

(19 mg/kg ds) overall overschreden, hoewel maar lichtjes op punt W5. Op punt W1 is de concentratie aan As sterk gestegen tussen 2017 en 2021 en wordt de norm bijna 8 maal overschreden. De triggerwaarde (52 mg/kg ds) wordt alleen op W1 en W5 (lichtjes) overschreden. De norm voor **cadmium** is 1,0 µg/g dw en deze wordt nog steeds op alle punten met uitzondering van W1, overschreden, maar daalt wel sterk op de punten W4 en W5, na de sanering. De triggerwaarde van 5,56 mg/kg ds wordt nergens meer overschreden na de sanering. Voor **Cr**, **Ni** en **Pb** werd de norm opnieuw op geen van de monsterpunten overschreden (waterbodem norm: Cr=62 mg/kg ds; Ni=16 mg/kg ds; Pb=40 mg/kg ds). Ook voor **koper** werd in tegenstelling tot 2017 de norm (20 mg/kg ds) nergens meer overschreden. Ook voor kwik was er een duidelijke verbetering zichtbaar en werd de norm (0,55 mg/kg dw) nergens meer overschreden. Ook de triggerwaarden (die steeds hoger liggen voor deze elementen) werden nergens meer overschreden. Tenslotte werd voor **zink** (147 µg/g dw) de norm nog overschreden op de W1, W2 en W3, maar niet meer op de punten W4 en W5. De triggerwaarde van 679 mg/kg ds werden nergens overschreden.

Wat de **PAK's** betreft zijn er veel componenten die zowel voor als na de sanering onder de detectielimiet werden gemeten. Voor de PAK's waar wel regelmatig boven de de detectielimiet werd gemeten, zien we op de plaatsen W2 tot W4 steeds een daling en werd noch de MKN, noch de triggerwaarde overschreden bij de recentse meting (2021). Op W1 zien we voor benzo(a)pyreen, benzo(b)fluoranteen en fluoranteen een stijging in 2021, maar ook hier werden de MKN noch de TW overschreden. Analooq aan wat we vinden voor PAK's worden de meeste **PCB's** onder de detectielimiet. Voor die congenereen waar er voor de sanering boven de detectielimiet werd gemeten was er na de sanering steeds een daling tot beneden de detectielimiet op alle locaties. Wat de **pesticiden** betreft werd alleen voor 44DDE en HCBz voor de sanering op een aantal punten boven de detectielimiet gemeten. Voor 44DDE was dit alleen het geval op W4 waar de MKN (0,30 µg/kg ds) in 2017 en 2019 sterk werd overschreden maar na de sanering terugviel tot beneden de detectielimiet. Voor HCBz bestaat geen MKN. De TW is 1,60 µg/kg ds. Op de locaties W3, W4 en W5 daalde de concentratie van licht boven de TW voor de sanering, tot beneden de detectielimiet na de sanering. Op W2 stijgt de concentratie tot boven de TW. Wat totaal Cyanide betreft tenslotte, is alleen op W5 een duidelijke daling te zien, maar blijft de concentratie overal ver onder de TW van 2,31 mg/kg.

Wat de **biologische waterbodemkwaliteit** (WBI) betreft zien we weinig variatie in de beoordelingsklassen met uitzondering op W1 en W3. Op de locaties W2, W4 en W5 krijgt de waterbodem de beoordeling “goede biologische kwaliteit (klasse 1)”, zowel voor als na de sanering. Op W1 daalt de WBI naar 4 (kwaliteitsklasse 3 “slechte biologische kwaliteit” in 2017) maar herstelt dan terug naar klasse 1 in 2021. Op W3 daalt de WBI naar klasse 4 “zeer slechte biologische kwaliteit” in 2019 om dan in 2021 opnieuw te stijgen naar klasse 1. Een mogelijke verklaring hiervoor zouden de saneringswerken kunnen zijn, waarbij de waterbodem sterk verstoord wordt, wat ook een effect kan hebben op de invertebraten gemeenschap. Hetzelfde werd waargenomen tijdens en na de sanering van de Dommel (De Jonge et al. 2012). Wat de **ecotoxicologische evaluatie** betreft kunnen er niet veel conclusies worden getrokken gezien de beperkte dataset. Het lijkt erop dat de toxiciteit lichtjes gedaald is na de sanering. Algemeen kunnen we stellen dat de sedimentkwaliteit op de meeste staalnamepunten verbeterd is na de sanering voor nagenoeg alle gemeten componenten.

4.2 Visfauna, macro invertebraten gemeenschap en macrofyten

In totaal werden er op de Winterbeek tijdens de afwissing van maart 2021, 17 vissoorten gevangen en de aantallen per monsterpunt varieerden van 11 tot 13. In 2017 werden er 16 soorten gevangen en varieerden de aantallen per monsterpunt van 9 tot 11 (Bervoets e.a. 2018). In 2021 werd er geen serpeling meer gevangen (in 2017 op W1 1 exemplaar) en in 2021 werden twee nieuwe soorten, bittervoorn en vetje gevangen. Tabel 9 toont de vergelijking tussen 2017 en 2021 wat de soorten en de densiteiten per monsterpunt betreft. Er werden net zoals in 2017 geen grote verschillen gevonden tussen de monsterpunten in soortensamenstelling, maar opnieuw wel in densiteiten. Net als in 2017 was op alle punten de meest abundante vissoort de riviergrondel, één van de meest algemene zoetwatervissen in Vlaanderen (www.vis.inbo.be). Voor de meeste soorten zijn de gevangen aantallen per locatie toegenomen t.o.v. 2017. We zien grote stijging in aantallen op de punten W3 en W5, maar een daling op punt W4. Het is echter ook belangrijk om de aantallen gevangen per 100 m te vergelijken (zie bijlage B7). Hieruit blijkt dat niet voor alle soorten steeds een hogere densiteit werd gevonden in 2021.

Wanneer we nu de EQR (Ecological Quality Ratio) bekijken en vergelijken tussen 2017 en 2021, dan zien we dat voor punten W1 en W3 de situatie verbeterd is, maar voor de punten W2, W4 en W5 verslechterd is (tabel 10). Er moet hierbij opgemerkt worden dat de gegevens van

2017 werden herberekend met een nieuw ontwikkelde methode voor visindexberekening (Breine et al., 2021). Deze waarden wijken dus af van de vorige rapportage (Bervoets e.a. 2018).

Tabel 7. Overzicht van de visindex met de waardebeoordelingen voor de verschillende campagnes met O= ontoereikend, M= matig, GEP = goed ecologisch potentieel, vergelijking tussen 2017 en 2021

Monsterpunt	EQR		waardebeoordeling		trend
	2017	2021	2017	2021	
W1	0,37	0,41	O	O	Beter
W2	0,42	0,29	O	O	Slechter
W3	0,29	0,37	O	O	Beter
W4	0,75	0,50	GEP	M	Slechter
W5	0,71	0,56	M	M	Slechter

In een studie van De Vocht en De Witte (2022) werd in 2021 op drie punten in de Winterbeek gevestigd, namelijk op W1, W3 en W5. Er werden 10 soorten aangetroffen en de EQR-waarden waren 0,525 voor W1 en W3 en 0,50 voor W5, dus vergelijkbaar met onze studie voor W5 maar beter voor de punten W1 en W3. De daling in de visindex op de punten W2, W4 en W5 is moeilijk te verklaren en is hoogst waarschijnlijk niet te wijten aan een verslechterde water- of sedimentkwaliteit vermits nagenoeg alle gemeten variabelen in water en sediment, ofwel niet zijn veranderd ofwel licht verbeterd zijn. Mogelijk is dit te wijten aan de achteruitgang van de habitatkwaliteit door het afgraven van de waterbodem. De verbetering op de punten W1 en W2 kan mogelijk te danken zijn aan de optimalisatie van een migratieknelpunt iets stroomafwaarts.

De conditie van de grondels daarentegen is op de meeste punten toegenomen. Zowel de CF als de HSI was significant hoger op een aantal plaatsen in 2021 in vergelijking met 2017.

In een studie naar de effecten van de sanering van de waterbodem in de Dommel waren er tot twee jaar na de sanering geen duidelijke verschillen waarneembaar in de conditieindices (HSI en CF) en in de visindex (De Jonge et al. 2015).

Tabel 9. Vergelijking aantal vissoorten en aantal gevangen individuen op de 5 monsterpunten tussen 2017 en 2021.

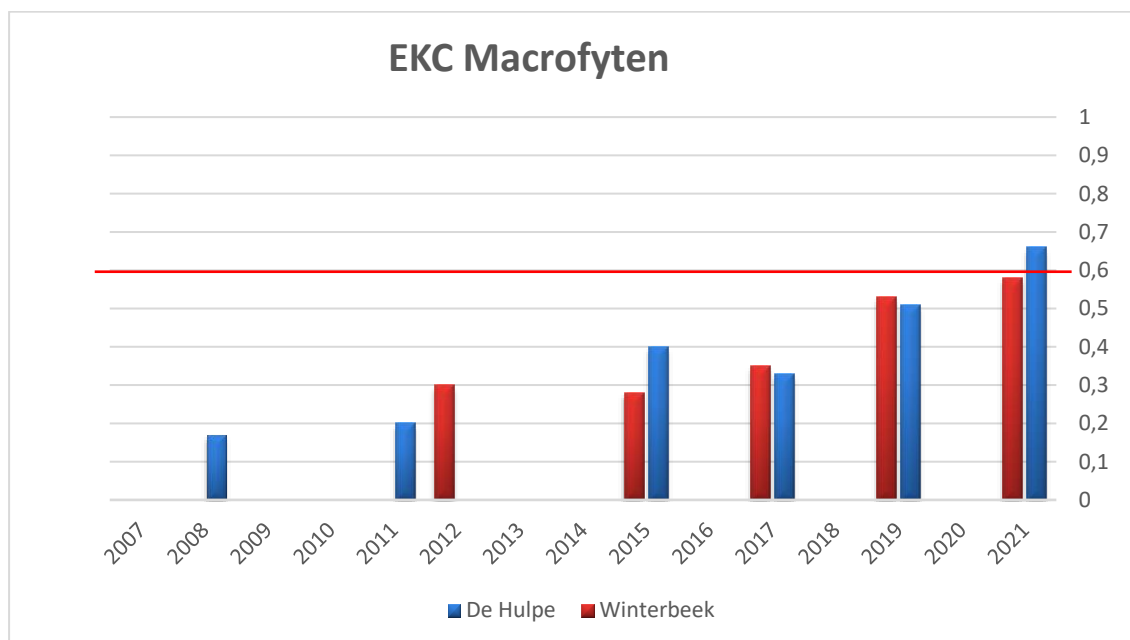
Soort	W1		W2		W3		W4		W5	
	2017	2021	2017	2021	2017	2021	2017	2021	2017	2021
Baars			2	3			5	8	6	17
Bermpje	22	32	56	104	5	8	8	8	8	8
Bittervoorn				1		11				2
Blankvoorn	3	3			3	7	22	23	6	9
Blauwband- grondel	6	9	3	14	3	44	7	8	3	19
Bruine Amerikaanse dwergmeerval				1	1	1				
Driedoornige stekelbaars			1	1	2	2				
Giebel	7	14	1	2	2	3	4	4	4	6
Karper							2	2		
Kopvoorn	2	2	3	3	1	87	13	36	2	31
Paling	1	7	3	13	6	9	4	9	1	6
Rietvoorn	1	1						1		
Riviergrondel	110	206	29	198	79	516	74	109	15	116
Serpeling	1	1								
tiendoornige stekelbaars		2			*	1			1	
Vetje				4		8			1	4
Zonnebaars	1	5	6	18	7	12	26	33	14	21
Totaal aantal soorten	10	11	9	12	11	13	10	11	11	11

Wat de biologische waterkwaliteit betreft, uitgedrukt als MMIF, zien we ook geen duidelijke trends. Op de punten W1 en W5 zien we geen wijziging, terwijl de MMIF stijgt op punt W2 van 0,45 in 2017 naar 0,70 in 2019, maar op de punten W3 en W4 daalt van 0,65 naar 0,45 op W3 en van 0,40 naar 0,25 op W4. De Vocht en de Witte (2022) berekenden MMIF waarden in 2021 van 0,40 op W1 (0,60 in de huidige studie), 0,55 op W2 (0,70 in de huidige studie), 0,70 op W3 (0,40 in de huidige studie) en 0,65 op W5 (0,55 in de huidige studie). Dus ondanks het zelfde jaar van bemonstering werden er toch relatief grote verschillen in MMIF gemeten. Een mogelijke verklaring voor de verschillen is het moment van bemonstering. De stalen van de VMM werden genomen eind mei begin juni 2021 en door De Vocht en De Witte (2022) eind augustus 2021, wat zou kunnen leiden tot verschillende resultaten.

In een studie van Lewis et al. (2001) werd één maand na sedimentruiming een significante afname in macroinvertebraat densiteit en diversiteit gevonden. Kelaher et al. (2003) vonden een verarmde macroinvertebraat levensgemeenschappen vijf jaar na saneringswerken. Ook door Postma & Keijzers (2007) werd er tot drie jaar na de sanering van het Nederlandse Ketelmeer invertebraten gemeenschap aangetroffen. Bij de sanering van de Dommel (De Jonge et al. 2011) bleek er ook geen eenduidige verbetering op te treden in de invertebraten gemeenschap twee jaar na de sanering.

Deze resultaten tonen aan dat de ecologische effecten van sedimentruiming zeer plaatsgebonden zijn en dat een volledig herstel van het getroffen ecosysteem jaren kan duren, alvast wat vislevensgemeenschap en macro invertebraten betreft (Desprez, 2000; Kelaher et al., 2003).

Wat de macrofyten betreft heeft de VMM op twee trajecten evaluaties uitgevoerd tussen 2008 en 2021. De resultaten hiervan worden weergegeven in figuur 9. Deze figuur geeft de ecologische kwaliteit weer (gaande van 0 tot 1) voor de waterplanten index. Hieruit blijkt dat er een snel herstel zichtbaar is na de sanering en de streefwaarde van 0,6 bereikt werd in de Hulpe en bijna werd bereikt in de Winterbeek.



Figuur 9. Evolutie van de macrofyten index op de Hulpe en de Winterbeek tussen 2008 en 2021

4.3 Metaalaccumulatie in de Biota

4.3.1 Residente invertebraten

Tijdens deze campagne konden er op de meeste plaatsen zowel zoetwaterpissebedden (*Asellus aquaticus*) als vlokreeften (*Gammarus sp.*) verzameld worden. Er werd steeds getracht om per taxon minimaal 3 al dan niet gepoolde stalen te nemen en te analyseren.

Voor *Asellus* was het echter alleen op de punten W2 en W5 mogelijk om replicaten te meten. Wat *Gammarus* betreft konden we geen individuen verzamelen op W1 maar werden er op de andere locaties steeds minimaal 3 pools gemeten (tabel 3). In 2017 werd *Gammarus* niet bemonsterd, dus konden we nu alleen maar vergelijken voor *Asellus* en dan jammer genoeg alleen statistisch voor de punten W2 en W5. Hieruit bleek dat de geaccumuleerde concentraties op W2 voor As, Cd, Co en Zn significant lager waren in 2021 dan in 2017. Dit is waarschijnlijk te verklaren door het feit dat dit punt het langst geleden gesaneerd werd. Dit was ook het geval op W5 voor As en Zn en een niet-significante daling voor Co en Pb. Ook op W4 zagen we een

daling (die niet statistisch getest kon worden) voor As, Cd, Co, Cu, Pb en Zn. Er is dus sprake van een verbetering wat opgenomen metalen betreft in residente invertebraten.

Voor *Gammarus* konden we alleen maar statistisch vergelijken tussen de monsterpunten maar niet met W1. We zien dat voor de meeste metalen de hoogste concentraties gevonden werden op W4 en W5. Het was de eerste keer dat er vanadium (V) gemeten werd in de organismen. In de literatuur is er zeer weinig vergelijkingsmateriaal te vinden voor V. In een studie van Peterson et al (2002) werden in macroinvertebraten (pools van alle bemonsterde soorten) bemonsterd in een waterloop die effluent van een Uranium mijn ontving, onder andere V gemeten. De geaccumuleerde concentraties varieerden van iets meer dan 10 µg/g dw stroomopwaarts van de mijn tot meer dan 60 µg/g dw, vlak na de lozing. De concentraties in de huidige studie in zowel *Asellus* als *Gammarus* liggen met een maximale waarde van 1,6 µg/g dw in *Asellus* en 0,45 µg/g dw in *Gammarus*, veel lager.

De resultaten van deze studie liggen in lijn met een studie naar de effecten van de sanering van de Dommel, waarbij ook een daling werd waargenomen in geaccumuleerde metaal concentraties in residente macro invertebraten (De Jonge et al. 2012). Ook door Meier et al (2015) werden duidelijke dalingen gemeten in accumulatie van verschillende pollutanten in residente macro invertebraten na sanering van de waterbodem in de Ashtabula rivier in de VS. **Tenslotte kunnen we besluiten dat voor de meeste metalen de concentraties in vergelijking met niet-verontreinigde locaties aan de lage kant liggen (zie voor uitvoerige bespreking Bervoets e.a. 2018).**

4.3.2 Gekooide mosselen

Tijdens de staalnamecampagne 2021 werden er opnieuw zowel driehoeksmossel als quagga mosselen blootgesteld in de Winterbeek. De overleving van de driehoeksmossel was hoog op alle punten behalve op W2. Bij quagga mosselen echter was de sterfte op de punten W1 en W2 al hoog na 4 weken en na 6 weken zeer hoog op alle punten behalve op W3 en W4 (zie tabel 5). De accumulatie van de metalen werd vergeleken tussen de soorten en voor quagga tussen 2017 en 2021. We konden niet tussen de twee periodes vergelijken voor driehoeksmossel door te klein aantal replicaten in 2017. Uit de vergelijking tussen de soorten blijkt ten eerste dat voor de meeste metalen (vooral voor Cd, Cu, Pb en V) de concentratie lager is voor driehoeksmosselen van de Blaarmeerse dan voor quagga van de Nekker. Verder zien we dat

ook op de meeste monsterpunten voor nagenoeg alle metalen er meer accumulatie is in quagga dan in driehoeksmossel, ook voor die metalen waar geen verschil was in de referentiemosselen zoals voor As en Zn of waar de startconcentratie zelfs lager was, zoals voor Co en Hg.

Bij vergelijking tussen 2017 en 2021 zien we een sterke daling voor Cd op alle punten, voor Co op de punten W4 en W5, voor Pb op de punten W3, W4 en W5 en voor Zn op W3. Wat we echter ook zien is een niet-significante stijging voor As op W1 en W2, een stijging voor Hg op W2 (niet significant) en W3 (wel significant) en een significante stijging voor Pb op W1. Voor As zou die stijging te wijten kunnen zijn aan de toegenomen concentratie in het sediment op W1.

We kunnen dus besluiten dat voor de meeste metalen er een daling is in accumulatie in gekooide mosselen invertebraten tussen 2017 en 2021, wat in lijn was met de bevindingen na de sanering van de Dommel (De Jonge et al. 2012). **In vergelijking met de concentraties in driehoeksmosselen op verschillende locaties in Vlaanderen (Bervoets et al. 2005b) zijn de concentraties in deze studie niet problematisch hoog.**

4.3.3 Metaalconcentraties in vissen

Tijdens de campagne in 2021 werden er uitsluitend paling en grondel meegenomen voor metaalanalyses. Omdat er in 2017 op de punten W1 en W5 slechts één paling werd gevangen, konden eventuele verschillen in metaalconcentraties in palinglever tussen de twee staalnameperiodes alleen voor de punten W2 tot W4 statistisch geanalyseerd worden. Voor grondel was het wel mogelijk om alle punten te vergelijken. Globaal zien we voor metalen in de lever van paling weinig veranderen tussen de twee periodes. Wat opvalt is een duidelijke daling in concentratie voor Hg en Pb op punt W2. We zien echter wel een significante stijging voor Cd op punt W4. Voor grondel zien we een stijging in 2021 voor een groter aantal metalen op veel van de monsterpunten. Zo zien we hogere concentraties As op de punten W1, W2 en W3 maar een daling op W5. Verder zien we net als voor paling een stijging in Cd op W4. Voor Co, Cu en Zn zien we een hogere concentratie op de meeste plaatsen in 2021, maar voor Pb zien we dan weer een lagere concentratie in 2021 op de punten W2, W3 en W5. De stijging in metaalconcentraties in een aantal gevallen is moeilijk te verklaren. We zien geen of nauwelijks verandering in opgeloste concentraties voor nagenoeg alle metalen en voor de meeste metalen op de meeste locaties een daling in het sediment. Dus normaal gesproken zouden we een daling in de geaccumuleerde metaalgehalten mogen verwachten. Een mogelijke verklaring zou kunnen

zijn dat de geanalyseerde vissen meer dan 4 jaar oud zijn en dus al voor de sanering blootgesteld waren. De leeftijd werd echter niet bepaald. Ook in De Jonge et al (2015) werden er soms hogere concentraties in weefsel van grondel gemeten na de sanering van het sediment van de Dommel. In een studie van Meier et al. (2015) werden ook voor verschillende pollutanten lagere concentraties en voor andere hoger gemeten in weefsels van de bruine Amerikaanse dwergmeerval (*Ameriurus nebulosa*).

Een andere mogelijke verklaring voor de stijging in opname op een aantal locaties is de afname van het chloride gehalte, waardoor de metalen meer beschikbaar zouden kunnen zijn voor de biota. Dit hebben we echter niet waargenomen in de invertebraten. Bovendien was de daling in chloride gehalte tussen 2017 en 2021 eerder minimaal.

In 2021 werd er ook V gemeten in de bemonsterd vissen. We vonden geen studies waarin vanadium gemeten werd in weefsels van riviergrondel of paling, maar wel in andere soorten. Fazio et al (2019) vonden V concentraties in de lever van *Mugil cephalus* uit het Faro meer in Sicilië van gemiddeld 0,45 µg/g (niet gerapporteerd of het in vers of drooggewicht uitgedrukt was). In een studie van Fletcher et al. (2014) werden V concentraties gemeten in de lever van verschillende vissoorten uit een bovenloop van de Savannah River in South Carolina. De concentraties varieerden van 1,02 µg/g dw tot 5,00 µg/dw. De V concentraties in onze studie kunnen dus beschouwd worden als relatief laag (maximale concentratie van 0,65 µg/g dw in lever van riviergrondel en 1,8 µg/g dw in lever van paling).

Wanneer we de metaalconcentraties in de lever van vissen uit 2021 vergelijken tussen monsterpunten dan vonden we voor paling alleen voor Cd en Hg significante verschillen, met de hoogste concentraties op de punten W4 en W5. Wat concentraties in lever van riviergrondel betreft, zien we significante verschillen tussen de locaties voor As, Cd en Cu. De As concentratie daalt naarmate we meer stroomafwaarts gaan. Voor Cd is er een significant hogere concentratie op punt W4 en voor Cu zijn er significant hogere concentraties op de punten W3 en W4.

Samengevat kunnen we stellen dat er voor de meeste metalen op de meeste locaties weinig verandering in concentratie in de lever wordt waargenomen maar dat we wel op enkele locaties een toename is in Cd (paling en riviergrondel), in Co, Cu en Zn (voor riviergrondel) maar een afname in Hg en Pb op enkele locaties voor beide soorten. **Tenslotte, wanneer we de concentraties aan de metalen in de lever vergelijken met literatuur en met de**

concentraties gemeten op referentielocaties (zie voor uitvoerige bespreking Bervoets e.a. 2018) dan zijn de concentraties voor de meeste metalen in de lever van de vissen matig tot laag te noemen.

5. Conclusie

Wat de metaalconcentraties in de biota betreft is er een discrepantie in evolutie tussen de concentraties in de invertebraten en de vissen. Voor zowel de residente invertebraten als voor de gekooide mosselen zien we over het algemeen op de meeste plaatsen en voor de meeste metalen een daling in interne metaalconcentraties. Voor paling zien we weinig evolutie behalve een stijging in Cd op één punt en een daling in Hg en Pb op twee locaties. In grondel zien we echter voor meerdere metalen een stijging. Er werden over het algemeen echter weinig verschillen gevonden tussen de locaties. We moeten hierbij vermelden dat ongewervelden, door hun korte levensduur eerder een beeld geven van de metaalbiobeschikbaarheid op korte termijn, waar dat vissen meerder jaren leven en dus nog een historische “vuilvrucht” kunnen meedragen.

We kunnen wel besluiten dat wat arseen betreft het probleem zich voornamelijk op punt W1 situeert, hoewel de concentraties in de biota in vergelijking met literatuur en met de gehalten op referentieplaatsen, niet als zeer hoog beschouwd moeten worden.

Zowel de levensgemeenschappen van macro-invertebraten als van de vissen zijn nog steeds van matige tot onvoldoende kwaliteit op alle monsterpunten in de Winterbeek. De sanering heeft dus nog niet tot herstel geleid voor deze levensgemeenschappen. Mogelijke oorzaak hiervan, althans op de punten stroomafwaarts van de industriële lozingspunten, is de nog steeds zeer hoge geleidbaarheid en het hoge chloride gehalte. Ook een aantal andere variabelen (zuurstof, totaal fosfor, CZV en sulfaat) voldoen nog niet aan de normen op een aantal locaties. De metaalgehalten in het water zijn over het algemeen niet gewijzigd of gedaald en alleen voor As en Co werd de norm nog overschreden. In het sediment was de concentratie voor de meeste metalen gedaald en werd de norm alleen nog overschreden voor As, Cd en Zn. Een andere mogelijke oorzaak van het trage herstel van de vis- en macro invertebraten levensgemeenschappen is dat de hydromorfologische structuur op sommige trajecten nog niet volledig hersteld is na de sanering, wat ook een invloed kan hebben op de levensgemeenschappen (George et al. 2022). Opmerkelijk is wel dat de biotische waterbodembodem index, gebaseerd op sediment-bewonende ongewervelden, wel op alle punten in 2021 een goede biologische waterkwaliteit vertoont (klasse 1).

Wat de macrofyten betreft is er blijkbaar al wel een herstel opgetreden. Mogelijk hebben waterplanten een grotere capaciteit om zich snel te herstellen na een verbetering van water- en sedimentkwaliteit.

Tenslotte moeten we benadrukken dat de analyses van zowel de levensgemeenschappen als van de opgenomen metalen, relatief kort na de sanering zijn gebeurd. De belangrijkste dalingen in accumulaties van metalen worden geobserveerd op de punten W2 en W3, die reeds in 2017 werden gesaneerd, terwijl er op de punten W4 en W5 minder wijzigingen werden waargenomen. Een opvolging van de effecten van de sanering op metalen in de biota na de sanering op langere termijn lijkt dan ook aangewezen.

6. Referenties

- Bashnin T., Verhaert V., De Jonge M., Vanhaecke L., Teuchies J., & Bervoets L. 2019. Relationship between pesticide accumulation in transplanted zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and community structure of aquatic macroinvertebrates. *Environmental Pollution* 252: 591-598.
- Belpaire C., Smolders R., Vanden Auweele I., Ercken D., Breine J., Van Thuyne G. & Ollevier F. 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434: 17-33.
- Bervoets L., Knaepkens G., Eens M. & Blust R. 2005a. Fish community responses to metal pollution. *Environmental Pollution* 138: 338-349.
- Bervoets L., Teunen L., Belpaire C., Van Thuyne G., Breine J. & Teuchies J. 2018. Ecologische en ecotoxicologische opvolging van de sanering van de Winterbeek, fase 1 (T₀, 2016-2017). Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België, 133 blz.
- Bervoets L., Voets J., Chu S., Covaci A., Schepens P. & Blust R. 2004. Comparison of accumulation of micropollutants between indigenous and transplanted zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 1973-1983.
- Bervoets L., Voets J., Covaci A., Chu S., Quadah D., Smolders R., Schepens P. & Blust R. 2005b. Use of transplanted zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) to assess the bioavailability of microcontaminants in Flemish surface waters. *Environmental Science & Technology* 39: 1492-1505.
- Boets P., Brosens D., Lock K., Adriaens T., Aelterman B., Mertens J. & Goethals P.L.M. 2016. Alien macroinvertebrates in Flanders (Belgium). *Aquatic Invasions* 11: 131-144.
- Breine, J., Van den Bergh, E., Van Thuyne, G. & Belpaire, C., 2021. A new fish-based index of biotic integrity for lowland rivers in Flanders (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 151: 107–137.
- Custer T.W., Custer C.M., Hines R.K. & Sparks D.W. 2000. Trace elements, organochlorines, polycyclic aromatic hydrocarbons, dioxins, and furans in lesser scaup wintering on the Indiana Harbor Canal. *Environmental Pollution* 110: 469-482.
- De Bie T., Moermans T., Dillen A., Voets J., Coeck J. & Bervoets L. 2001. Effect van metaalverontreiniging op de conditie van een inheemse vispopulatie in ecologisch waardevolle waterlopen. AMINAL/NATUUR/VLINA/0004. 101 blz + bijlagen.
- De Jonge M., Belpaire C., Geeraerts C., De Cooman W., Blust R. & Bervoets L. 2012. Ecological impact assessment of sediments remediation in a metal-contaminated lowland river using translocated zebra mussels and resident macroinvertebrates. *Environmental Pollution* 171:99-108.

- De Jonge M., Belpaire C., Van Thyne G., Breine J. & Bervoets L. 2015. Temporal distribution of accumulated metal mixtures in two feral fish species and the relation with condition metrics and community structure. *Environmental Pollution*. 197: 43-54.
- De Jonge M., Bervoets L., Goemans G., Belpaire C., Geeraerts C., Van Thyne G., Breine J & De Cooman W. 2011. Effecten van bodemruiming op de Ecologische en Ecotoxicologische toestand van de Dommel. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België, 98 blz.
- Desprez, M., 2000. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short- and long-term post-dredging restoration. *Ices Journal of Marine Science* 57, 1428-1438.
- De Vocht, A. & De Witte W. 2022. Biologische monitoring Grote Laak en Winterbeek-Grote Beek-Zwart Water-Hulpe 2021. Studie in opdracht van Vynova-TC West Limburg.
- Fazio F., Saoca C., Sanfilippo M., Capillo G., Spano, N. & Piccione G. 2019. Response of vanadium bioaccumulation in tissues of *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758). *Science of the Total Environment* 689: 774-780.
- Fletcher D.E., Lindell A.H., Stillings, G.K., Mills G.L., Blas S.A. & McArthur J.V. 2014. Variation in trace-element accumulation in predatory fishes from a stream contaminated by coal combustion waste. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 66: 341-360.
- George S.D., Duffy B.T., Baldigo B.P., Skaros D. & Smith A.J. 2022. Condition of macroinvertebrate communities in the Buffalo River Area of Concern following sediment remediation. *Journal of Great Lakes Research* 48: 183-194.
- Kelagher B.P., Levinton J.S., Oomen J., Allen B.J. & Wong W.H., 2003. Changes in benthos following the clean-up of a severely metal-polluted cove in the Hudson River estuary: Environmental restoration or ecological disturbance? *Estuaries* 26: 1505-1516.
- Lewis M.A., Weber D.E., Stanley R.S. & Moore J.C., 2001. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution* 115: 161-171.
- Meier J.R., Lazorchak J.M., Mills M., Wernsing P. & Baumann P.C. 2015. Monitoring exposure of brown bullheads and benthic macroinvertebrates to sediment contaminants in the Ashtabula River before, during and after remediation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34: 1267-1276.
- Peterson M.J., Smith J.G., Southworth G.R., Ryon M.G. & Eddlemon G.K. 2002. Trace element contamination in benthic invertebrates from a small stream near a uranium mill tailings site. *Environmental Monitoring & Assessment* 74: 193-208.
- Postma J.F. & Keijzers C.M., 2007. Evaluatie saneringsrendement ecologische risico's Ketelmeer-Oost. *Aquasense*, Amsterdam, the Netherlands, pp. 1-61.

Teunen L., Bervoets L., Belpaire C., De Jonge M. & Groffen T. 2021. PFAS: accumulation in indigenous and translocated aquatic organisms from Belgium, with translation to human and ecological health risk. *Environmental Sciences Europe* 33, 39.

Vlarem II (2015). Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning, bijlage 2.3.1. Basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater.

Bijlagen

Tabel B1. Specificaties van de visbemonsteringen in maart 2021 (PF palingfuik, SF schietfuik).

Nummer	Inbo Nummer	Datum	Beviste afstand/ duur	Methode
410600	INBO 05 (W5)	9/03/2021	100 m LO + 100 m RO (traject 1)	Elektrovisserij vanop de boot met 2 elektrodes
		19/03/2021	100 m LO + 100 m RO (traject 2)	Elektrovisserij vanop de boot met 2 elektrodes
		In: 17/03/2021 Uit: 18/03/2021	1 dag	5 PF
411000	INBO 04 (W4)	17/03/2021	300 m LO + 300 m RO	Elektrovisserij vanop de boot met 2 elektrodes
		In: 17/03/2021 Uit: 19/03/2021	2 dagen	5 PF
412000	INBO 03 (W3)	16/03/2021	400 m LO + 400 m RO	Elektrovisserij vanop de boot met 2 elektrodes
		In: 16/03/2021 Uit: 18/03/2021	2 dagen	5 PF
412400	INBO 02 (W2)	15/03/2021	300 m LO + 300 m RO	Elektrovisserij vanop de boot met 2 elektrodes
		In: 15/03/2021 Uit: 18/03/2021	3 dagen	2 PF + 4 kleine SF
413050	INBO 01 (W1)	15/03/2021	300 m TB	Elektrisch wadend met 2 elektrodes
		In: 15/03/2021 Uit: 18/03/2021	3 dagen	6 PF + 3 kleine SF

Tabel B2. Overzicht van de aantallen meegenomen vissen voor metaanalyse en de samenstelling van pools voor analyse.

Locatie	Riviergrondel	Paling
W1	10 (5 pools van 2 grondels)	6 (1 pool van 2 palingen en 4 individuele palingen)
W2	10 (5 pools van 2 grondels)	7 (2 pools van 2 palingen en 3 individuele palingen)
W3	10 (5 pools van 2 grondels)	3 (3 individuele palingen)
W4	10 (5 pools van 2 grondels)	5 (1 pool van 2 palingen en 3 individuele palingen)
W5	7 (1 pool van 3 grondels en 4 individuele grondels)	5 (5 individuele palingen)

Tabel B3. Overzicht van de aantallen verzamelde residente invertebraten en de samenstelling van pools voor analyse.

Locatie	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Gammarus sp.</i>
W1	3 (1 pool van 3 individuen)	-
W2	22 (3 pools van 4 en 2 pools van 5 individuen)	25 (5 pools van 5 individuen)
W3	-	21 (3 pools van 5 en 1 pool van 6 individuen)
W4	4 (1 pool van 4 individuen)	17 (1 pool van 5 en 2 pools van 6 individuen)
W5	9 (3 pools van 3 individuen)	19 (1 pool van 4 en 3 pools van 5 individuen)

Tabel B4. Overzicht van de aantallen verzamelde mosselen en de samenstelling van pools voor analyse

Locatie	Driehoeksmossel (na 6 weken)	Quagga mossel
start	5 (1 pool van 5 individuen)	5 (1 pool van 5 individuen)
W1	7 (1 pool van 3 en 2 pools van 2 individuen)	5 (1 pool van 2 en 1 pool van 3 individuen)
W2	2 (2 individuele mosselen)	5 (1 pool van 2 en 1 pool van 3 individuen)
W3	10 (1 pool van 4 en 2 pools van 3 individuen)	10 (1 pool van 4 en 2 pools van 3 individuen)
W4	2 x 3 1 x 4	1 x 2 2 x 3
W5	3 x 3	3 x 3

Tabel B5 . Evolutie van de fysisch chemische variabelen in oppervlaktewater tussen 2017 en 2021 (Data VMM; zie ook www.geoloketvmm.be).

punt	jaar	pH	O ₂ mg/l	EC20 µS/cm	Cl mg/l	CZV Mg/l
W1	2017	7,2 (7,0-7,8)	8,00 (7,12-9,91)	533 (392-387)	68 (50-110)	17,0 (10,0-52,0)
	2018	7,3 (7,0-7,6)	7,45 (6,88-9,07)	649 (398-1155)	96 (54-190)	15,5 (13,0-52,0)
	2019	7,4 (7,0-8,1)	7,63 (6,30-9,03)	491 (326-1009)	60 (34-170)	15,5 (12,0-30,0)
	2021	7,5 (7,0-7,7)	7,82 (5,53-9,02)	487 (146-603)	57 (15-77)	16,7 (6,40-30,0)
W2	2016- 2017	7,3 (7,1-7,6)	8,70 (6,36-10,3)	2072 (471-2980)	550 (85-860)	27,0 (13,0-47,0)
	2018	7,4 (7,0-8,1)	7,69 (6,48-10,5)	2550 (118-3480)	650 (310-1000)	28,0 (18,0-49,0)
	2019	7,5 (7,0-7,7)	8,91 (7,35-9,92)	2280 (1342-3270)	605 (330-940)	23,0 (13,0-40,0)
W3	2017	7,3 (7,0-7,7)	7,80 (4,70-9,76)	2730 ^a (1142-2990)	715 ^a (320-830)	30,0 (17,0-100)
	2019	7,2 (7,0-7,7)	8,08 (6,08-8,77)	2112 ^a (1071-3160)	668 ^a (270-920)	25,5 (23,0-29,0)
	2021	7,3 (7,0-7,9)	6,99 (1,93-9,58)	1332 ^b (811-2530)	371 ^b (185-701)	26,5 (19,1-51,0)
W4	2017	7,3 (7,1-7,7)	7,53 (4,85-8,94)	173 ^a (960-2690)	435 ^a (250-730)	31,0 (18,0-67)
	2019	7,2 (7,0-7,7)	6,69 (2,80-8,95)	1765 ^a (875-2820)	495 ^a (210-700)	
	2021	7,2 (7,0-7,6)	6,79 (3,20-9,65)	1093 ^b (664-2014)	290 ^b (137-520)	23,8 (18,8-55,0)
W5	2017	7,3 (7,0-7,8)	7,68 (5,42-9,98)	1750 (974-2560)	435 (260-690)	30,0 (20,0-46,0)
	2018	7,3 (7,1-8,0)	7,86 (4,79-10,9)	1972 (1030-2950)	530 (250-810)	27,0 (17,0-39,0)
	2019- 2020	7,2 (7,0-7,7)	7,53 (4,78-9,06)	1648 (841-2840)	450 (200-700)	26,0 (22,0-80,0)
	2020- 2021	7,4 (7,0-7,9)	6,40 (4,06-11,4)	1354 (657-2560)	354 (138-760)	25,0 (19,0-48,0)

Verschillende letters (a en b) betekenen significante verschillen in concentraties tussen de jaren.

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B5. Vervolg

punt	jaar	NH ₄ ⁺ mgN/l	NO ₃ ⁻ mgN/l	NO ₂ ⁻ mgN/l	N t mgN/l
W1	2017	0,47 (0,17-3,20)	0,64 (0,40-1,76)	0,02 (00,02-0,10)	1,4 (0,73-5,10)
	2018	0,35 (0,24-0,78)	0,48 (0,20-0,94)	<DL (<DL-0,05)	1,45 (0,92-2,50)
	2019	0,38 (0,31-0,59)	0,82 (0,23-1,70)	0,03 (0,01-0,05)	1,70 (1,10-2,30)
	2021	0,59 (0,38-1,11)	0,70 (0,40-2,34)	0,04 (0,01-0,07)	1,70 (1,26-3,60)
W2	2016- 2017	0,42 (0,26-3,20)	1,90 ^a (0,76-3,20)	0,09 (0,03-0,15)	2,50 (1,50-7,30)
	2018	0,45 (0,21-0,87)	0,98 ^{ab} (0,20-2,30)	0,06 (0,03-0,12)	2,00 (1,30-3,50)
	2019	0,44 (0,23-0,81)	1,35 ^b (0,67-2,50)	0,09 (0,03-0,34)	2,45 (1,50-4,30)
W3	2017	0,47 (0,23-3,70)	1,20 (0,66-3,60)	0,08 (0,04-0,27)	2,45 (1,40-7,00)
	2019	0,52 (0,25-0,87)	1,30 (0,76-2,10)	0,10 (0,03-0,20)	2,35 (1,60-3,90)
	2021	0,56 (0,34-1,68)	1,59 (0,20-2,14)	0,09 (0,03-0,22)	2,88 (1,77-3,42)
W4	2017	0,95 (0,33-4,50)	1,30 (0,83-2,60)	0,14 (0,05-0,26)	2,75 (1,70-3,70)
	2019	0,72 (0,43-1,80)	1,25 (0,96-2,30)	0,12 (0,03-0,23)	2,60 (1,70-4,60)
	2021	0,67 (0,31-2,82)	1,57 (0,40-1,90)	0,08 (0,04-0,17)	2,67 (2,10-5,20)
W5	2017	0,84 (0,29-4,30)	1,30 (0,85-2,50)	0,15 (0,06-0,28)	2,80 (1,70-6,80)
	2018	0,56 (0,05-1,90)	1,30 (0,20-2,60)	0,13 (0,05-0,28)	2,60 (1,80-5,20)
	2019- 2020	0,60 (0,19-2,30)	1,40 (1,00-2,30)	0,12 (0,04-0,21)	2,70 (2,10-5,20)
	2020- 2021	0,62 (0,03-1,93)	1,56 (0,20-2,00)	0,10 (0,04-0,16)	2,75 (2,00-4,40)

Verschillende letters (a en b) betekenen significante verschillen in concentraties tussen de jaren.

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B5 vervolg

punt	jaar	oPO ₄ mgP/l	P t mgP/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	ZS mg/l
W1	2017	0,09 (DL-0,12)	0,39 (0,22-0,97)	46 (31-61)	24 (16-72)
	2018	0,01 (<DL-0,15)	0,36 (0,30-1,10)	59 (38-95)	27 (21-160)
	2019	0,01 (<DL-0,05)	0,40 (0,27-0,49)		25 (13-64)
	2021	0,02 (<DL-0,07)	0,38 (0,24-0,76)	47 (18-59)	33 (14-71)
W2	2016- 2017	0,05 (0,03-0,14)	0,30 (0,05-0,97)	110 (51-200)	16 ^a (6-49)
	2018	0,04 (<DL-0,44)	0,34 (0,14-1,10)	135 (91-150)	19 ^{ab} (6-180)
	2019	0,05 (<DL-0,13)	0,31 (0,15-0,40)	125 (58-170)	11 ^b (4-25)
W3	2017	0,06 ^a (<DL-0,35)	0,60 (0,12-5,80)	125 (58-170)	24 ^a (5-200)
	2019	0,02 ^{ab} (<DL-0,08)	0,31 (0,24-0,40)		20 ^{ab} (5-25)
	2021	0,02 ^b (<DL-0,18)	0,25 (0,09-0,40)	85 (50-150)	13 ^b (4-37)
W4	2017	0,05 (0,02-0,15)	0,62 (0,22-1,20)	98 (50-140)	37 ^a (6-130)
	2019	0,03 (<DL-0,07)	0,37 (0,22-2,60)		18 ^b (3-120)
	2021	0,02 (<DL-0,20)	0,40 (0,17-0,64)	78 (38-120)	20 ^{ab} (9-36)
W5	2017	0,05 (0,02-0,14)	0,58 (0,23-1,50)	97 (51-130)	44 (11-81)
	2018	0,03 (<DL-0,08)	0,41 (0,17-0,89)	105 (64-170)	22 (3-61)
	2019- 2020	0,03 (<DL-0,06)	0,38 (0,16-3,30)	86 (60-150)	24 (8-150)
	2020- 2021	0,04 (<DL-0,20)	0,34 (0,07-0,50)	91 (40-200)	18 (8-42)

Verschillende letters (a en b) betekenen significante verschillen in concentraties tussen de jaren.
Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Bijlage B.6 Evolutie van de opgeloste metalen in oppervlaktewater tussen 2017 en 2021 (Data VMM; zie ook www.geoloketvmm.be).

punt	jaar	As o µg/l	Cd o µg/l	Cu t µg/l	Co o µg/l
W1	2017	3,9 (2,2-4,5)	<DL (<DL-0,02)	<DL (<DL-4,40)	0,40 (0,22-0,70)
	2018	3,9 (3,6-6,1)	<DL (<DL-0,03)		0,37 (0,19-0,64)
	2019	4,3 (2,5-7,4)	<DL	<DL (<DL-2,60)	0,41 (0,20-0,84)
	2021	5,0 (2,5-7,4)	<DL	<DL (<DL-5,47)	0,49 (0,21-0,81)
W2	2016- 2017	1,4 (0,9-2,7)	0,02 (<DL-0,06)	<DL (<DL-8,90)	0,58 (0,34-0,87)
	2018	2,20 (1,0-9,6)	0,04 (<DL-0,10)		0,51 (0,37-1,80)
	2019	1,7 (1,4-3,1)	0,03 (<DL-0,07)	<DL (<DL-3,00)	0,46 (0,41-0,90)
W3	2017	2,0 (0,8-3,7)	0,04 (0,01-0,09)	3,50 (<DL-7,40)	0,48 (0,34-1,40)
	2019	1,7 (1,2-3,8)	0,07 (<DL-0,24)	3,15 (<DL-4,60)	0,53 (0,37-1,20)
	2021	1,6 (1,1-4,2)	<DL (<DL-0,12)	2,75 (<DL-5,41)	0,56 (0,39-0,85)
W4	2017	1,3 (0,9-2,4)	0,04 (<DL-0,11)	4,95 (<DL-12,0)	0,48 (0,29-0,80)
	2019	1,7 (1,1-5,3)	0,03 (<DL-0,24)	4,20 (2,70-7,40)	0,61 (0,40-1,10)
	2021	1,3 (0,8-3,9)	<DL (<DL-0,24)	3,75 (<DL-7,50)	0,63 (0,48-1,02)
W5	2017	1,3 (0,7-2,4)	0,04 (0,01-0,13)	3,57 (<DL-7,50)	0,47 (0,26-0,90)
	2018	1,4 (0,9-2,8)	0,08 (0,04-0,28)	6,65 (<DL-13,0)	0,61 (0,33-0,85)
	2019- 2020	1,5 (1,1-4,7)	0,07 (<DL-0,27)	4,00 (2,70-10,0)	0,62 (0,36-1,10)
	2020- 2021	1,4 (1,0-3,7)	0,05 (<DL-0,56)		0,52 (0,26-0,95)

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B6. Vervolg

punt	jaar	Ni o µg/l	Pb t µg/l	Zn o µg/l
W1	2017	<DL	0,35 (<DL-2,20)	9,8 (4,5-42,0)
	2018	<DL		12,8 (3,1-26,0)
	2019	<DL (<DL-3,20)	<DL (<DL-2,90)	13,5 (<DL-36,0)
	2021	<DL	1,00 (<DL-4,83)	15,1 (<DL-27,0)
W2	2016- 2017	3,05 (<DL-4,30)	0,89 (<DL-11,0)	21,0 (13,0-89,0)
	2018	3,70 (<DL-5,30)		15,0 (8,2-41,0)
	2019	3,14 (<DL-5,40)	<DL	24,0 (<DL-37,0)
W3	2017	3,55 (2,40-4,90)	1,60 (<DL-28,0)	12,5 (8,6-42,0)
	2019	3,30 (<DL-7,50)	1,05 (<DL-1,70)	16,5 (<DL-72,0)
	2021	3,20 (<DL-4,20)	1,00 (<DL-1,91)	15,2 (<DL-41,0)
W4	2017	3,00 (2,19-4,10)	2,00 (<DL-12,0)	13,5 (6,3-27,0)
	2019	2,90 (<DL-6,00)	1,85 (1,00-21,0)	12,5 (<DL-60,0)
	2021	<DL (<DL-3,60)	1,26 (<DL-1,98)	15,0 (<DL-50,0)
W5	2017	3,10 (<DL-4,30)	2,65 (<DL-5,00)	13,0 (6,5-31,0)
	2018	3,80 (2,30-5,50)		18,0 (7,7-35,0)
	2019- 2020	2,95 (<DL-6,00)	1,90 (<DL-25,0)	15,0 (<DL-69,0)
	2020- 2021	3,20 (<DL-4,80)		15,0 (<DL-57,0)

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Bijlage B7. Evolutie van de metaalconcentraties in het sediment tussen 2017 en 2021(Data VMM; zie ook www.geoloketvmm.be).

punt	jaar	As mg/kg ds	Cd mg/kg ds	Cr mg/kg ds	Cu mg/kg ds
W1	2017	84	0,23	20,0	3,8
	2019	74	0,20	22,0	2,4
	2021	151	0,24	26,7	9,0
W2	2016	160	6,90	39,0	47,0
	2017	165	7,00	48,0	56,0
	2019	43	3,80	35,0	19,0
	2021	44	3,90	34,6	15,1
W3	2017	120	12,8	40,0	30,0
	2019	35	2,50	24,0	10,3
	2021	57	5,30	34,7	17,0
W4	2017	84	10,1	37,0	109
	2019	75	11,9	36,0	30,0
	2021	51	2,00	18,8	7,9
W5	2019	63	21,0	40,0	38,0
	2021	20	2,60	40,0	10,1

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B7. vervolg

punt	jaar	Hg mg/kg ds	Ni mg/kg ds	Pb mg/kg ds	Zn mg/kg ds	P mg/kg ds
W1	2017	<DL	3,6	8,1	67	1,70
	2019	0,008	3,7	7,3	58	1,58
	2021	<DL	6,6	14,0	173	3,00
W2	2016	0,52	11,10	< 19,4	380	6,60
	2017	0,51	12,4	< 40,5	405	7,10
	2019	0,17	7,2	12,9	228	2,60
	2021	0,14	7,3	11,4	211	2,60
W3	2017	0,79	8,2	< 40,5	283	9,30
	2019	0,17	4,4	13,7	93	1,80
	2021	0,21	7,4	15,0	154	3,40
W4	2017	0,39	11,6	< 40,5	370	6,30
	2019	0,34	9,9	24,4	350	6,80
	2021	0,05	4,6	19,0	66	2,00
W5	2019	0,39	10,2	24,7	350	6,00
	2021	0,12	6,0	14,0	87	1,00

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B8. Evolutie van de PAK concentraties in het sediment tussen 2017 en 2021 (Data VMM; zie ook www.geoloketvmm.be).

punt	jaar	B(a)P mg/kg ds	B(b)Flu mg/kg ds	B(k)Flu mg/kg ds	Chr mg/kg ds	Fen mg/kg ds
W1	2017	< 0,03	< 0,05	< 0,05	< 0,10	< 0,10
	2019	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,10	< 0,10
	2021	0,11	0,14	< 0,10	< 0,20	< 0,20
W2	2016	0,21	0,24	0,12	0,21	< 0,10
	2017	0,23	0,32	0,16	0,32	< 0,20
	2019	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,10	< 0,10
	2021	< 0,06	< 0,10	< 0,05	< 0,10	< 0,10
W3	2017	0,39	0,46	0,23	0,54	0,33
	2019	< 0,06	< 0,10	< 0,05	< 0,10	< 0,10
	2021	0,06	0,10	< 0,10	< 0,20	< 0,20
W4	2017	0,30	0,28	0,14	0,39	0,51
	2019	0,075	< 0,10	< 0,05	< 0,20	< 0,10
	2021	0,074	< 0,10	< 0,05	< 0,20	< 0,20
W5	2019	0,26	0,15	< 0,10	0,31	0,55
	2021	0,065	0,11	< 0,10	< 0,20	< 0,20

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B8. vervolg

punt	jaar	Flu mg/kg ds	IP mg/kg ds	Pyr mg/kg ds
W1	2017	< 0,10	< 0,05	< 0,10
	2019	< 0,10	< 0,05	< 0,10
	2021	0,23	< 0,10	< 0,20
W2	2016	0,35	0,16	0,26
	2017	0,43	0,17	0,30
	2019	< 0,20	< 0,05	< 0,10
	2021	< 0,20	< 0,05	< 0,10
W3	2017	0,90	0,23	0,58
	2019	< 0,10	< 0,05	< 0,10
	2021	< 0,20	< 0,10	< 0,20
W4	2017	0,79	0,15	0,52
	2019	0,24	< 0,10	< 0,20
	2021	< 0,20	< 0,10	< 0,20
W5	2019	0,80	0,14	< 0,56
	2021	0,22	< 0,10	< 0,20

Tabel B9. Evolutie van de PCB concentraties in het sediment tussen 2017 en 2021 (Data VMM; zie ook www.geoloketvmm.be).

punt	jaar	PCB52 µg/kg ds	PCB101 µg/kg ds	PCB138 µg/kg ds	PCB153 µg/kg ds	PCB180 µg/kg ds
W1	2017	< 0,28	< 0,20	< 0,65	< 0,63	< 0,41
	2019	< 0,28	< 0,20	< 0,65	< 0,63	< 0,41
	2021	< 0,60	< 0,70	< 0,80	< 0,65	< 0,65
W2	2016	< 0,56	0,69	< 1,30	1,5	1,40
	2017	0,64	1,70	2,20	2,9	2,30
	2019	< 0,56	0,45	< 0,65	< 0,63	< 0,41
	2021	< 0,60	< 0,70	< 0,80	< 0,65	< 0,65
W3	2017	0,90	1,10	< 1,30	1,60	1,30
	2019	< 0,28	0,51	< 1,30	< 1,26	< 0,82
	2021	< 0,60	< 1,40	< 1,60	< 0,65	< 1,30
W4	2017	< 0,56	0,74	< 1,30	< 1,26	< 0,82
	2019	< 0,56	0,78	< 1,30	< 1,26	< 0,82
	2021	< 0,60	< 0,70	< 0,80	< 0,65	< 0,65
W5	2019	< 0,28	1,10	2,50	< 1,26	0,86
	2021	< 0,60	< 0,70	< 0,80	< 0,65	< 0,65

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B10. Evolutie van Hexachloorbenzeen, polybroomdifenyl ether 209 en totaal Cyanide in het sediment tussen 2017 en 2021 (Data VMM; zie ook www.geoloketvmm.be).

punt	jaar	44DDE µg/kg ds	HCBz µg/kg ds	CN-t mg/kg ds	BDE209 µg/kg ds
W1	2017	< 0,88	< 0,18	0,23	< 0,005
	2019	< 0,88	< 0,18	0,26	< 3,50
	2021	< 0,88	1,18	0,23	10,5
W2	2016	< 1,76	0,90	0,29	18,0
	2017	< 1,76	1,30	0,36	39,0
	2019	< 0,88	1,19	0,09	< 3,50
	2021	< 0,88	1,90	0,29	13,4
W3	2017	< 0,88	0,90	0,33	14,0
	2019	< 0,88	1,54	0,18	< 3,50
	2021	< 0,88	< 1,00	0,26	7,70
W4	2017	3,40	0,57	0,34	< 0,005
	2019	12,00	0,80	0,138	< 7,00
	2021	< 2,80	< 0,50	0,243	< 3,50
W5	2019	< 1,76	0,68	0,63	8,90
	2021	< 0,88	< 0,50	0,193	7,10

Vetgedrukte jaartallen zijn na de sanering.

Tabel B11. Evolutie van de Sediment Biotische Index en de ecotox eindpunten tussen 2017 en 2021 (Data VMM; zie ook www.geoloketvmm.be).

punt	jaar	BWI	Ostracod %
W1	2017	7	12
	2019	4	-
	2021	8	15
W2	2016	9	8
	2017	8	17
	2019	8	-
	2021	9	7
W3	2017	8	17
	2019	1	-
	2021	7	5
W4	2017	8	18
	2019	9	-
	2021	8	8
W5	2019	8	-
	2021	8	7

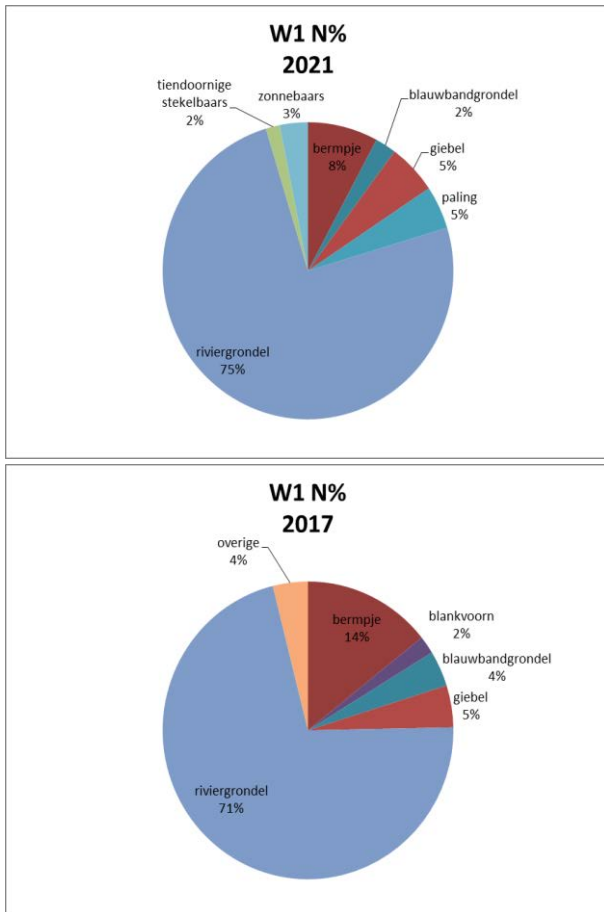
Tabel B12. Aantal vissen en gewicht per soort per monsterpunt gevangen in 2021

Elektrisch 2021

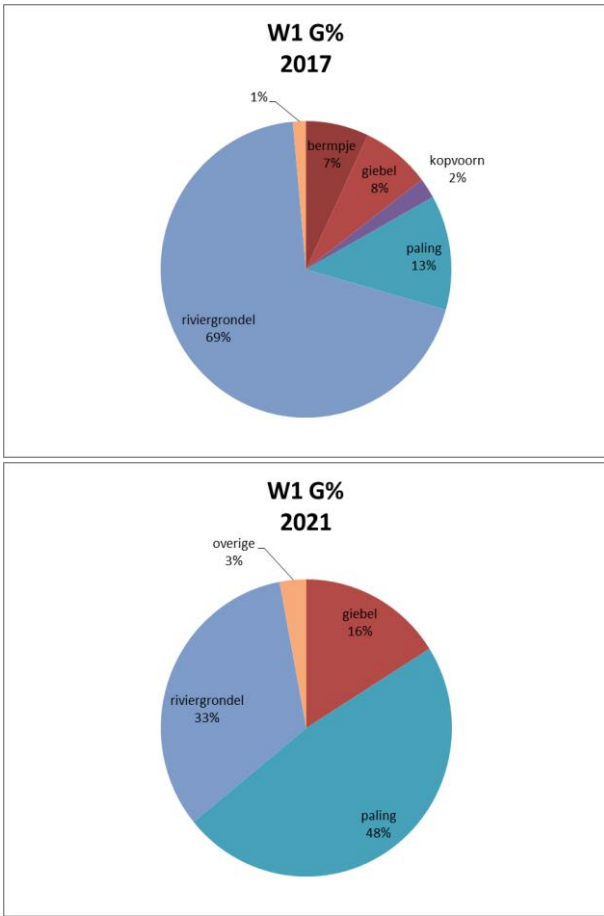
meetplaatscode	Gegevenstype	baars	bermpje	bittervoorn	blankvoorn	blauwbandgrondel	giebel	kopvoorn	paling	rietvoorn	riviergrondel	tiendoornige	vetje	zonnebaars	totaal
W1	N/10 0m		1,8 8			0,6 3	2,19		1,56		23,4 4	0, 63		1,2 5	31,5 6
	G/10 0m		7,7 8			2,3 8	127, 97		306, 63		184, 81	0, 81		3,8 1	634, 19
W2	N/10 0m	0,1 7	2,5 0			1,8 3	0,17		0,50		44,0 0		0, 67	1,8 3	51,6 7
	G/10 0m	1,7 3	16, 25			2,5 2	0,05		312, 93		66,8 0		0, 53	23, 17	423, 98
W3	N/10 0m	0	0,3 8	1, 38	0, 50	5,1 3	0,13	10,7 5	0,25		54,0 0	0, 13	1	0,6 3	74,2 5
	G/10 0m	0	1,7 6	2, 21	4, 26	11, 04	0,60	131, 13	67,4 4		201, 21	0, 21	1, 04	11, 99	432, 89
W4	N/10 0m	0,3 3				0,1 7		3,67	0,17	0,1 7	5,33			1,3 3	11,1 7
	G/10 0m	51, 55		0, 85	3, 30	7,1 5	8,50	358, 65	185, 30		105, 55		0, 4	59, 20	780, 45
W5	N/10 0m	5,5 0		1, 00	1, 50	8,0 0	0,50	14,5 0	0,50		49,0 0		1, 5	3,5 0	85,5 0
	G/10 0m	3,5 0				0,2 0		211, 80	0,40	12, 72	49,9 5			19, 88	298, 45

Fuiken 2021

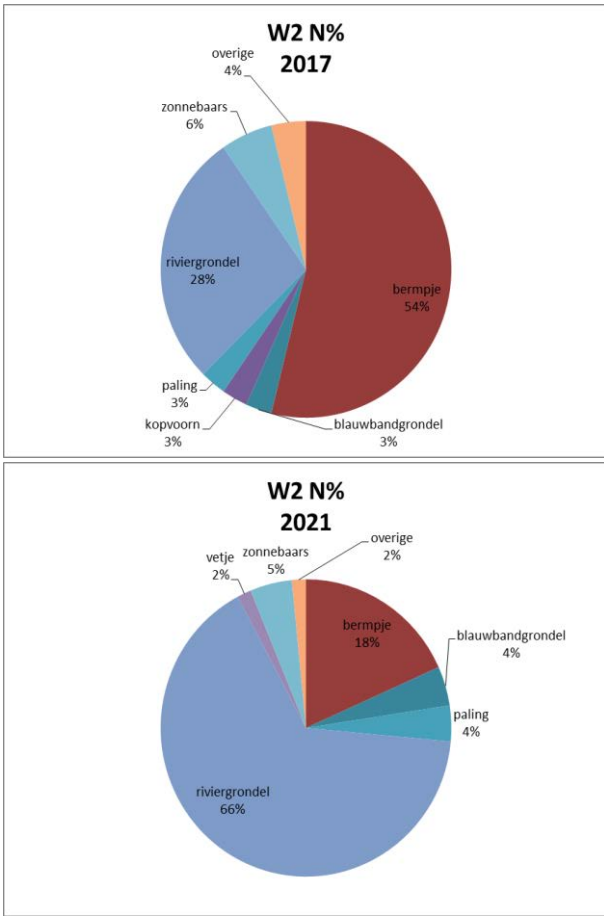
meetplaatscode	GegevenType	baars	bermpje	bittervoorn	blankvoorn	blauwbandgrond	Br. Amerikaanse dwergmeerval	giebel	kopvoorn	paling	rietvoorn	riviergrondel	tiendoornige	vetje	zonnebaars	Totaal
W 1	N/fuik dag		0,38			0,11				0,11		2,04				2,64
	G/fuik dag		2,37			0,39				27,16		24,5				54,42
W 2	N/fuik dag		3,72	0,08			0,17			0,74		4,67			0,08	9,46
	G/fuik dag		25,05	0,08			27,27			307,28		25,28			1,41	386,37
W 3	N/fuik dag						0,1			0,1		0,5				0,7
	G/fuik dag						9,15			7,56		3,59				20,3
W 4	N/fuik dag	0,1			0,1				0,1	0,4		0,3				1
	G/fuik dag	15,14			2,05				9,45	102,1		4,42				133,16
W 5	N/fuik dag									0,8		0,4				1,2
	G/fuik dag									170,36		3,58				173,94



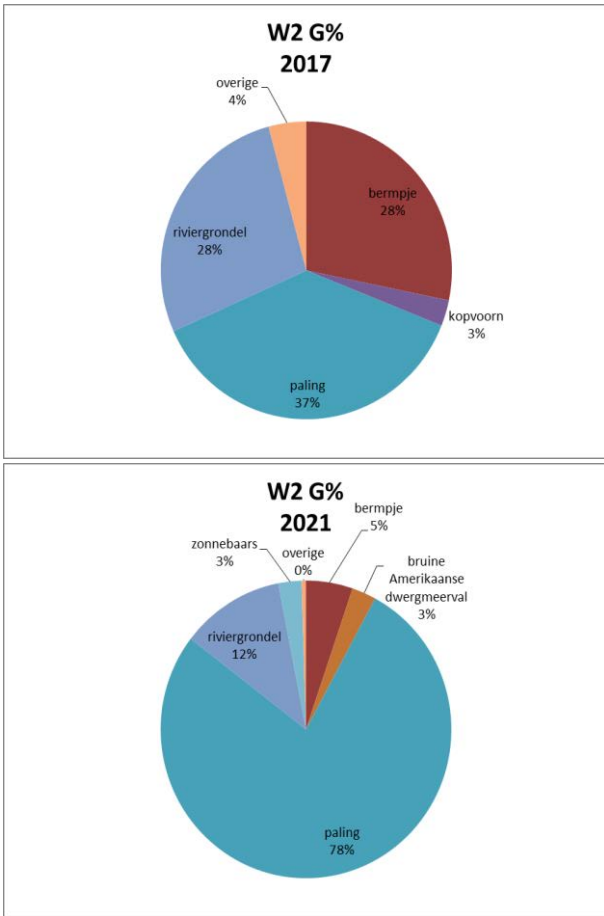
Figuur B1. Relatieve verdeling van de soorten per locatie, zowel voor aantallen als gewicht, vergelijking tussen 2017 en 2021.



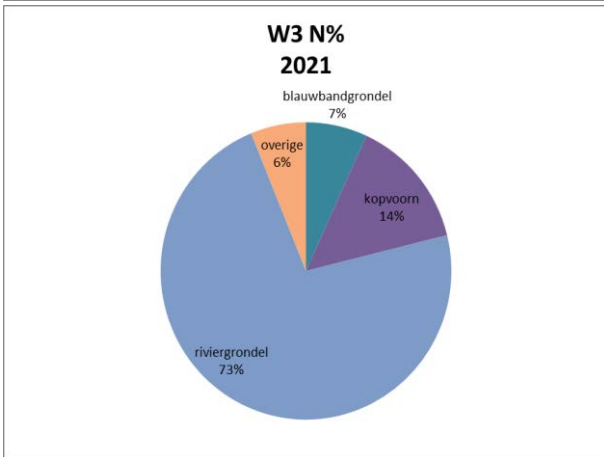
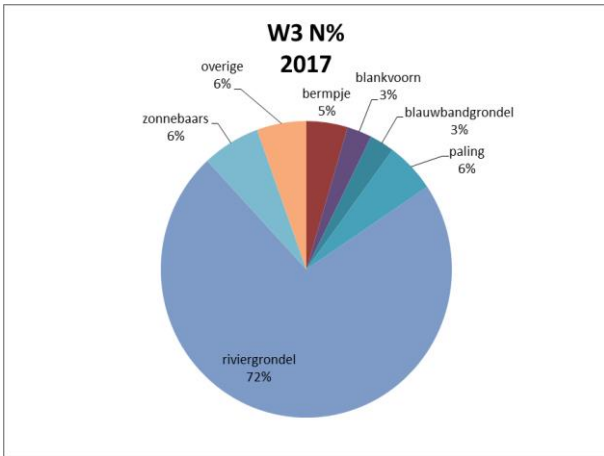
Figuur B1. vervolg



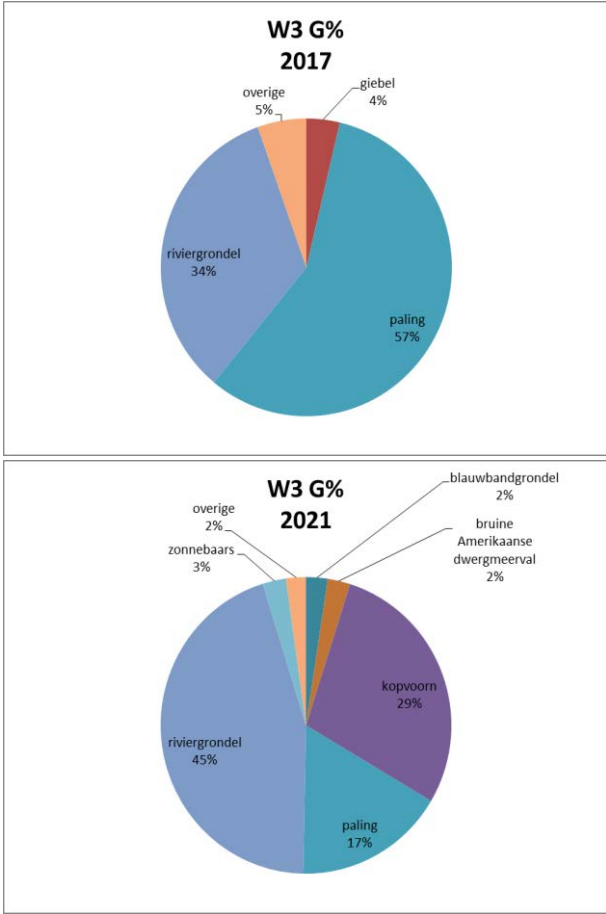
Figuur B1. vervolg



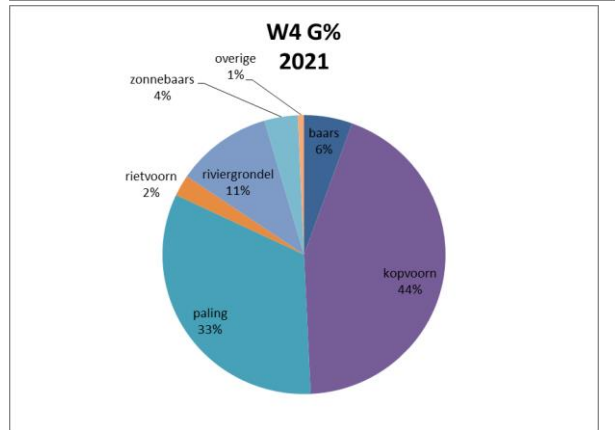
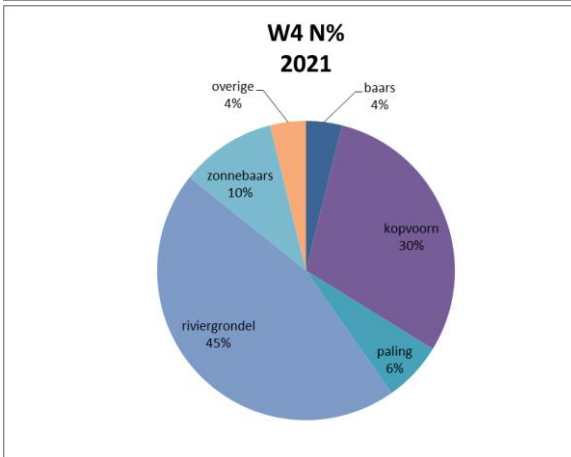
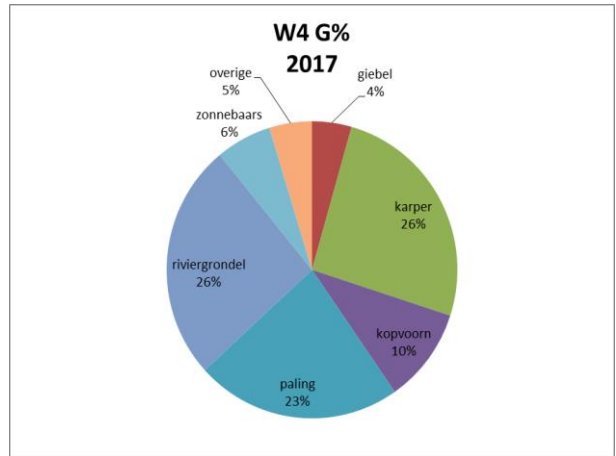
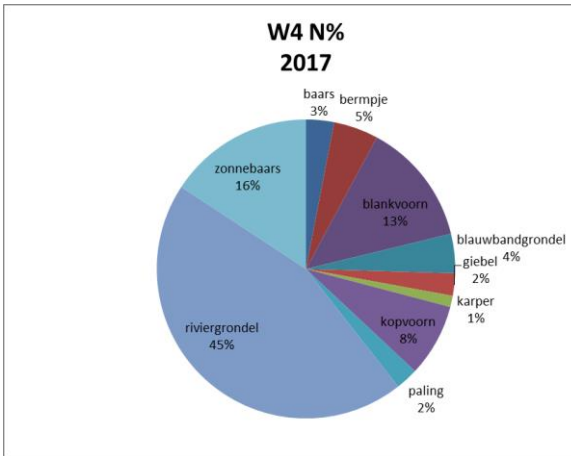
Figuur B1. vervolg

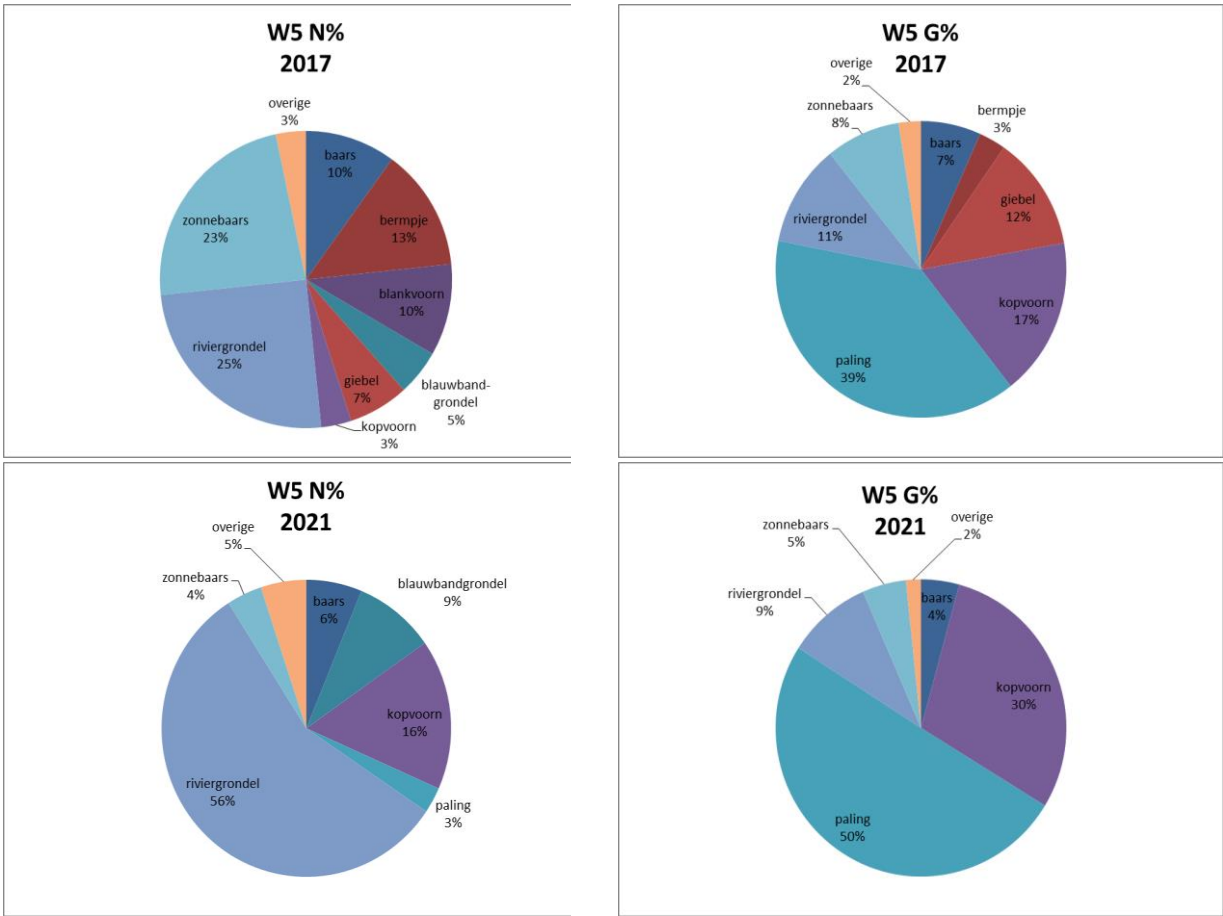


Figuur B1. vervolg

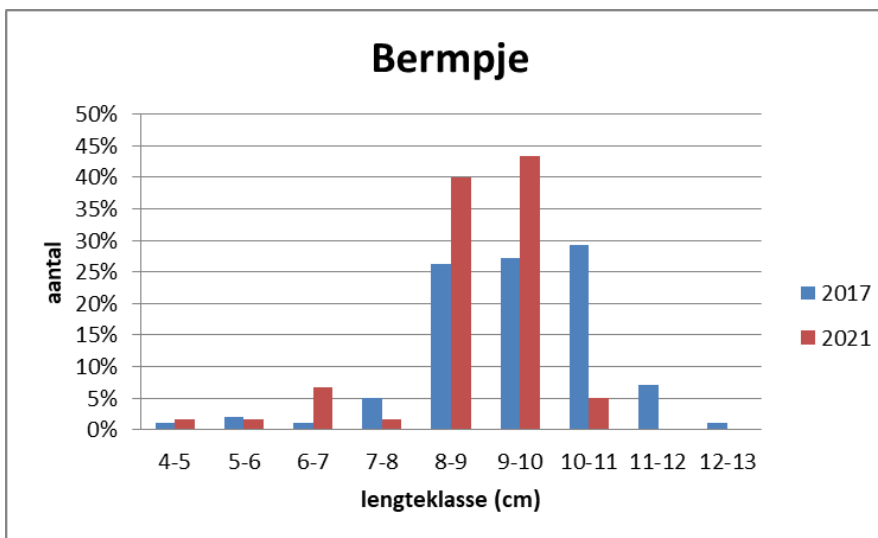
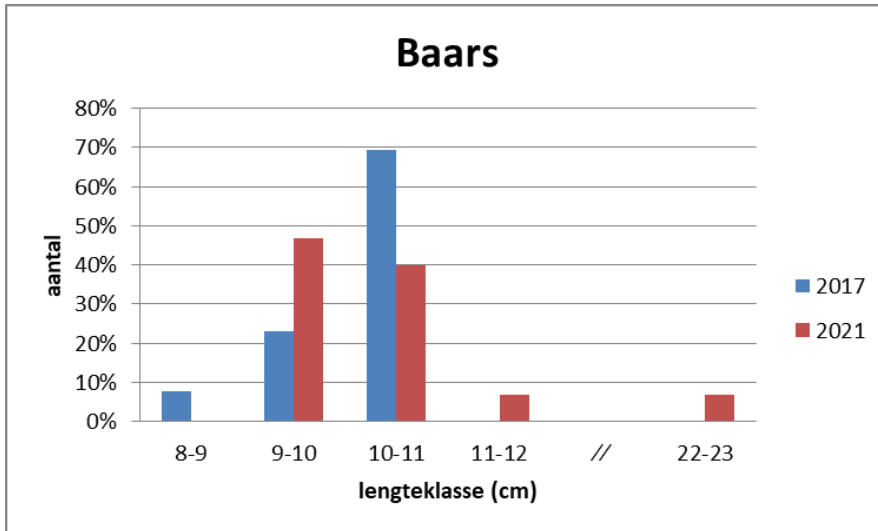


Figuur B1. vervolg

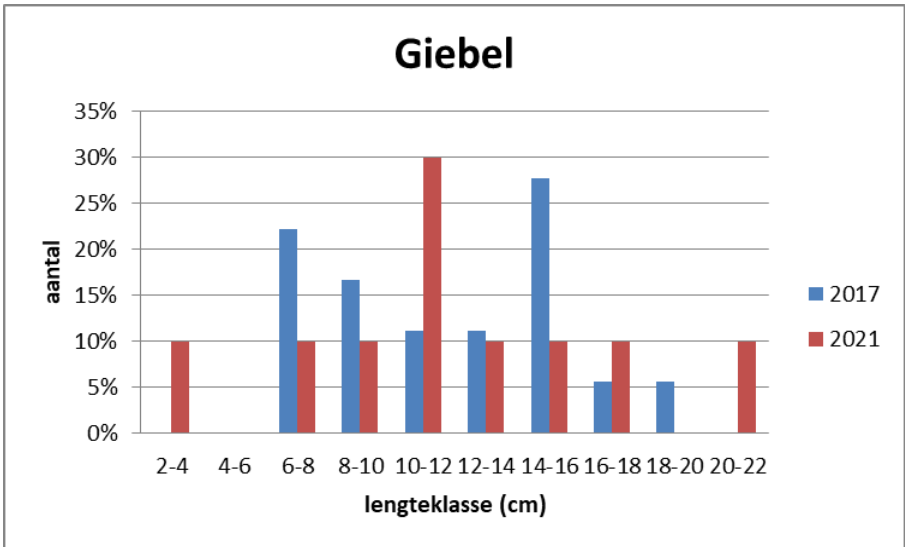
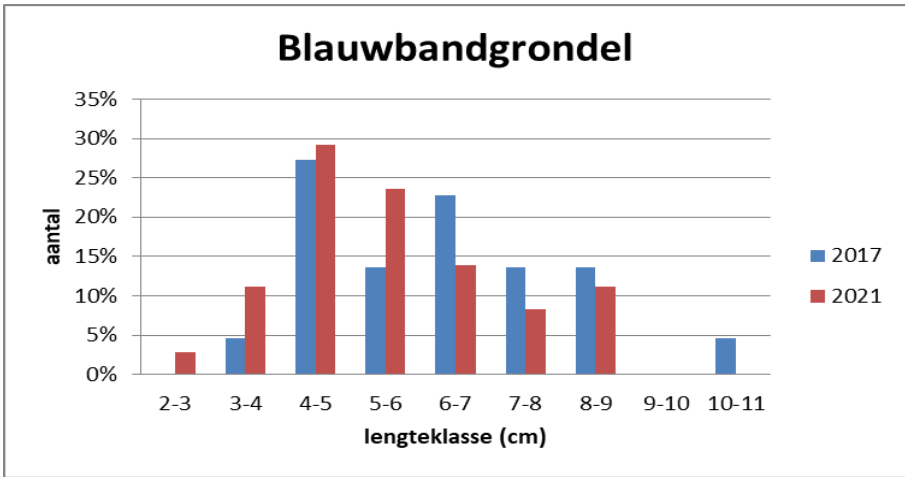
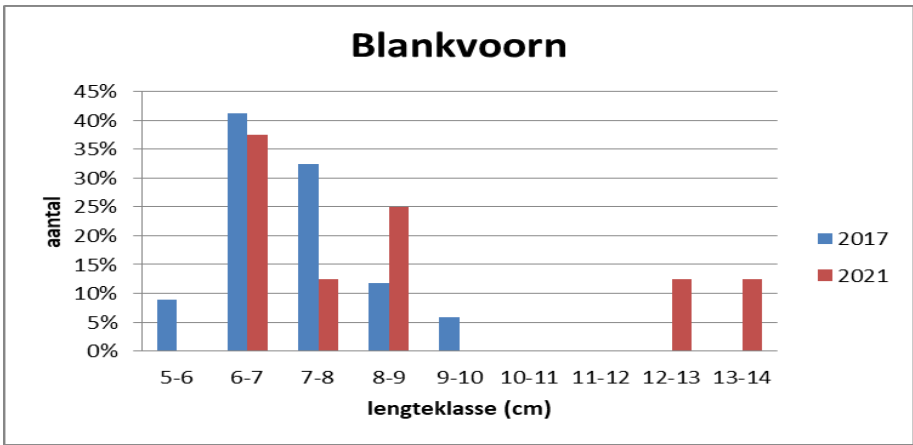




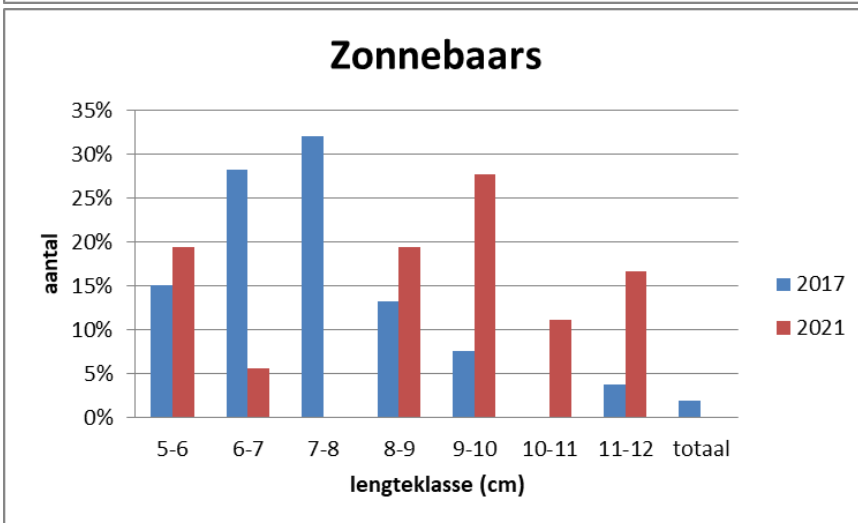
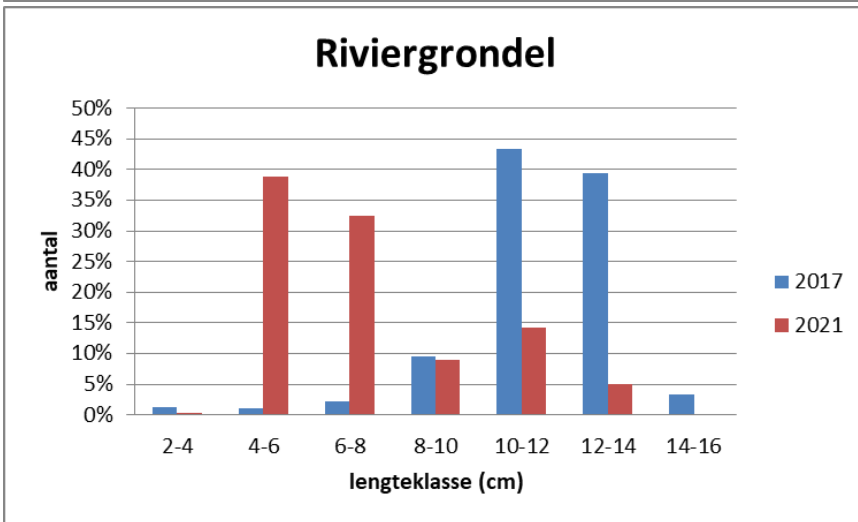
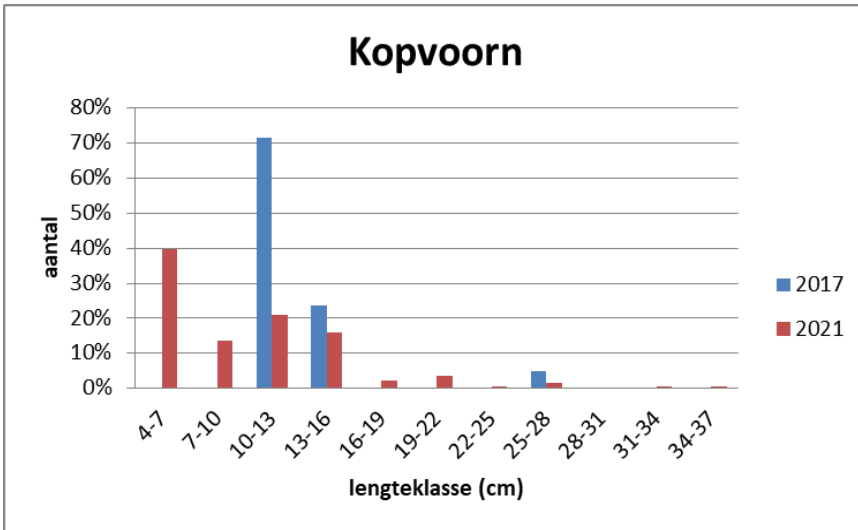
Figuur B1. vervolg



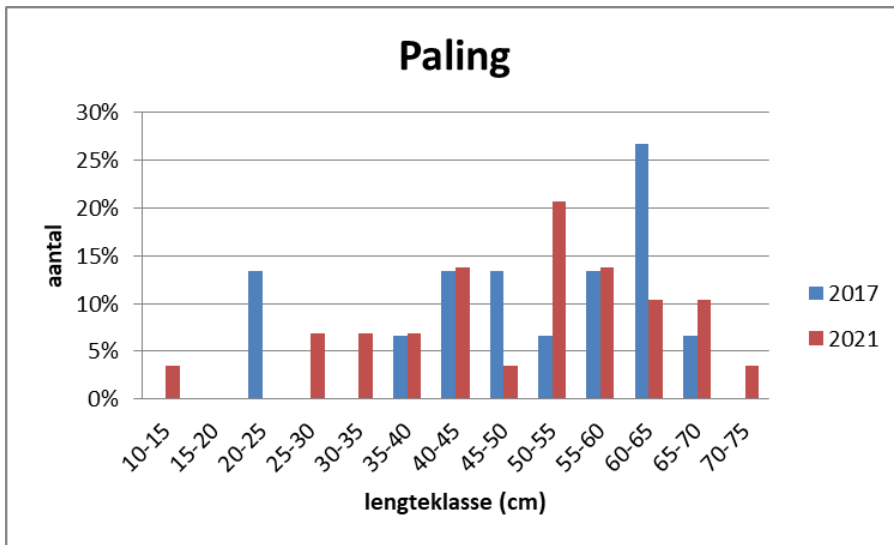
Figuur B2. Lengtefrequentieverdeling voor de verschillende soorten voor zowel 2017 als 2021.



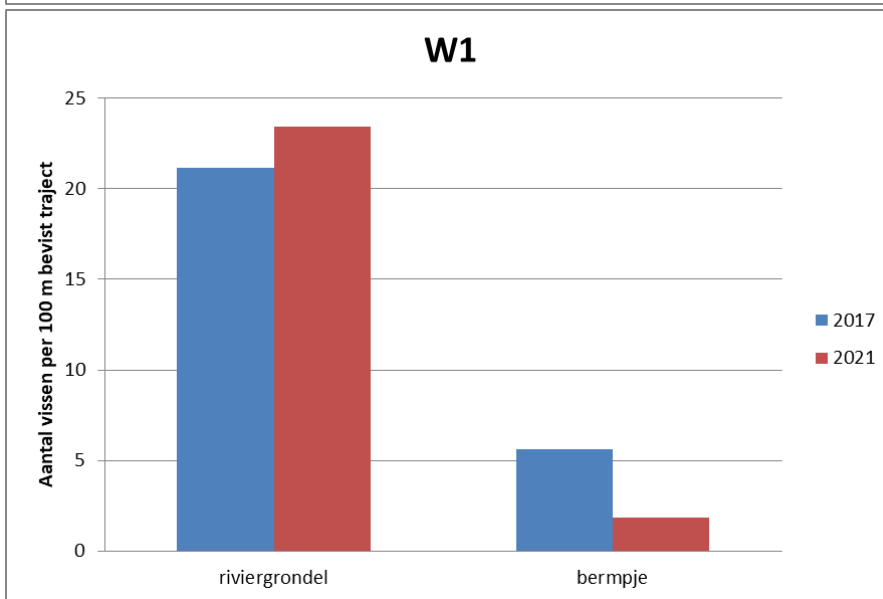
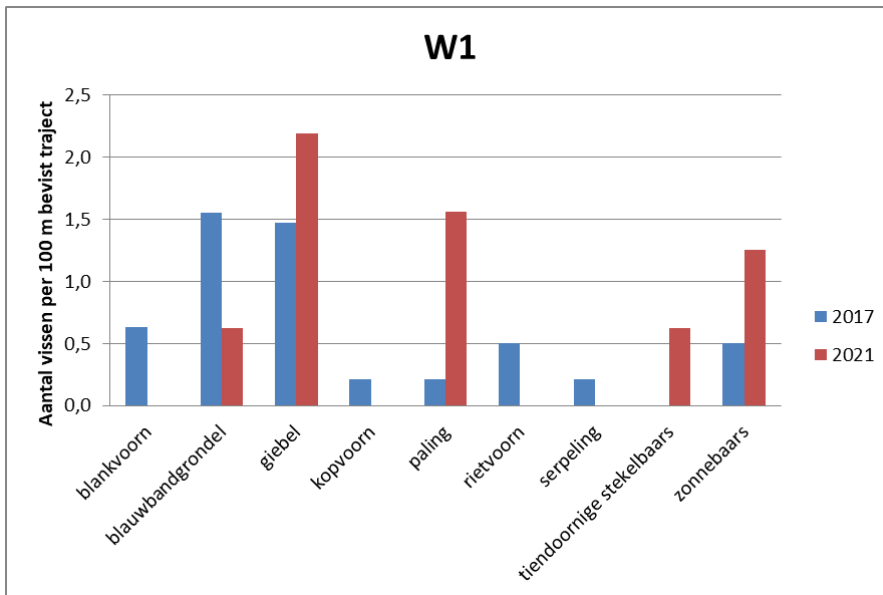
Figuur B2. vervolg



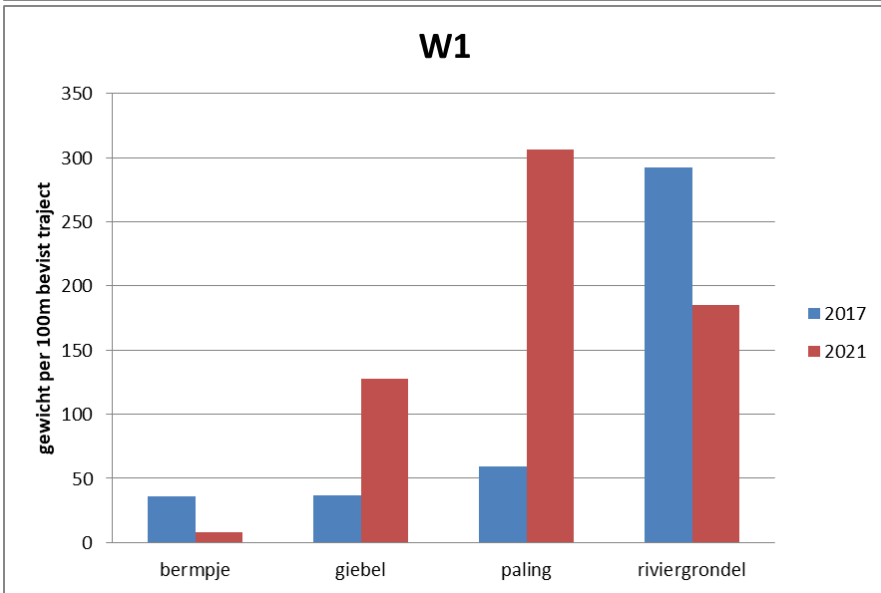
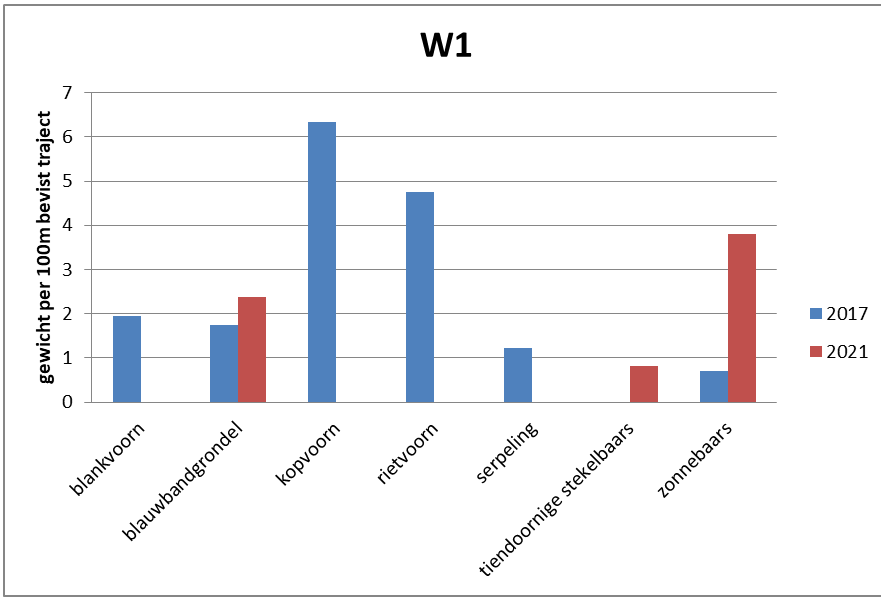
Figuur B2. vervolg



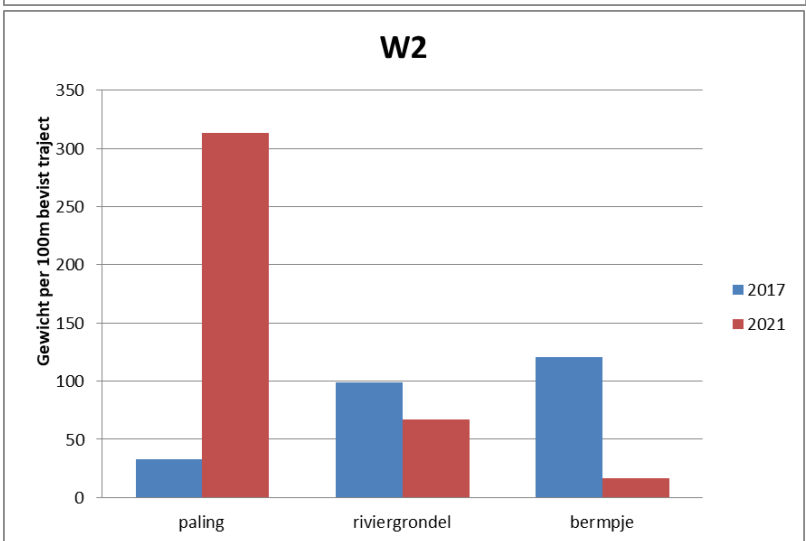
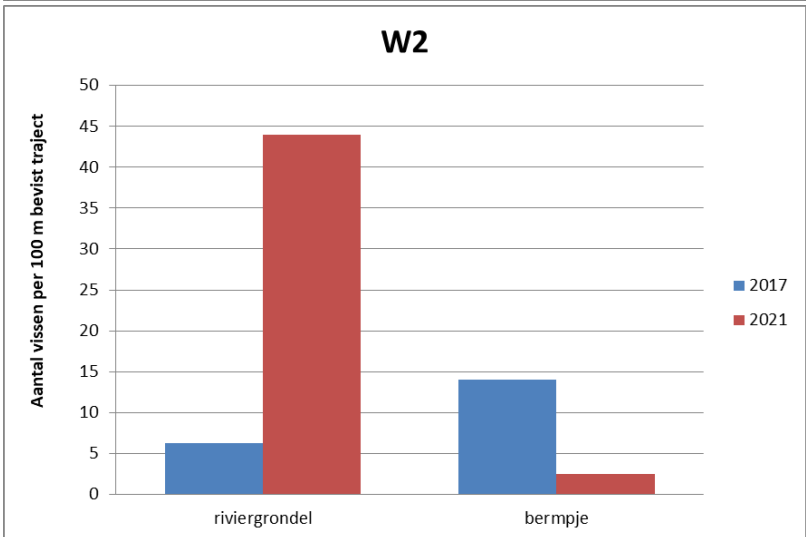
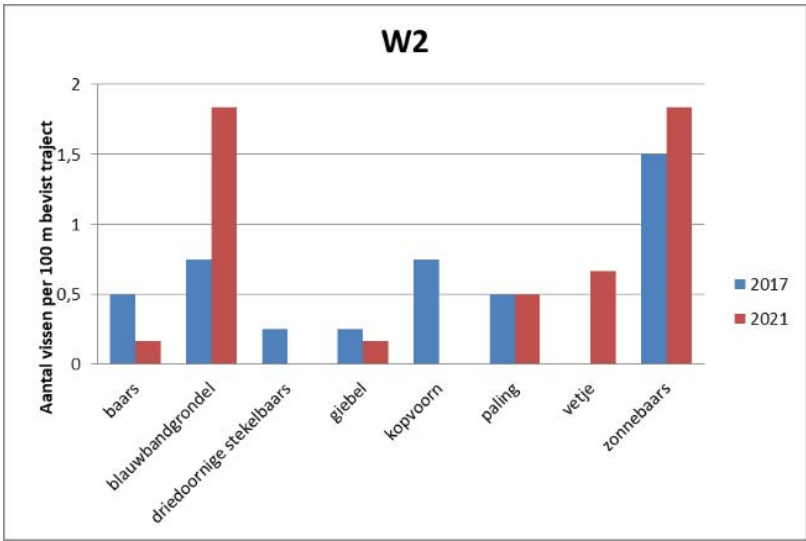
Figuur B2. vervolg



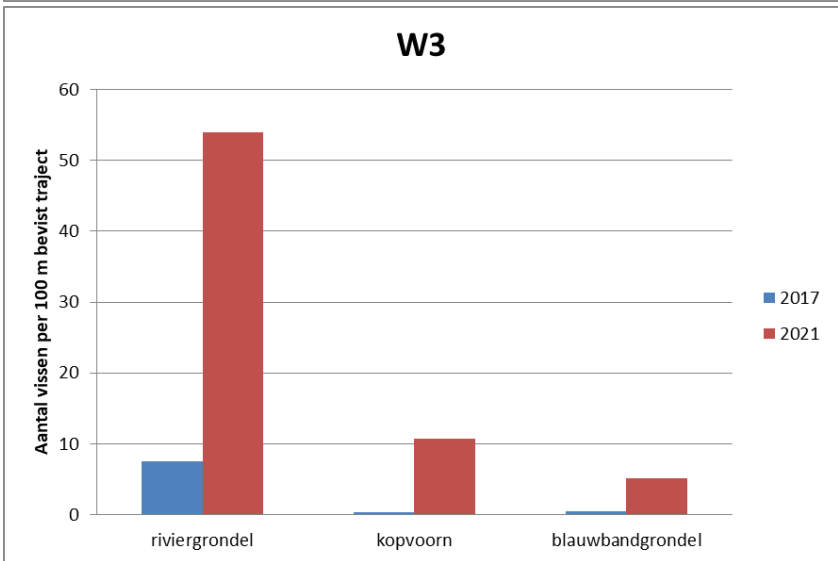
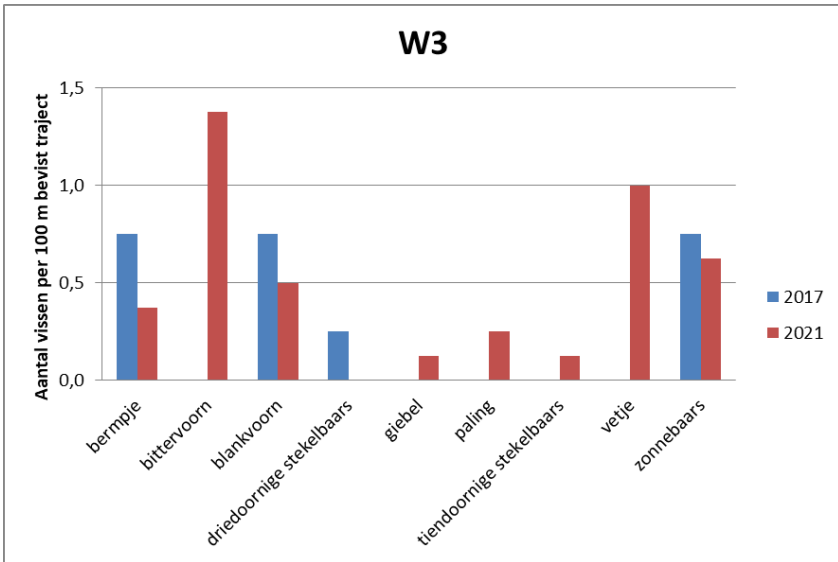
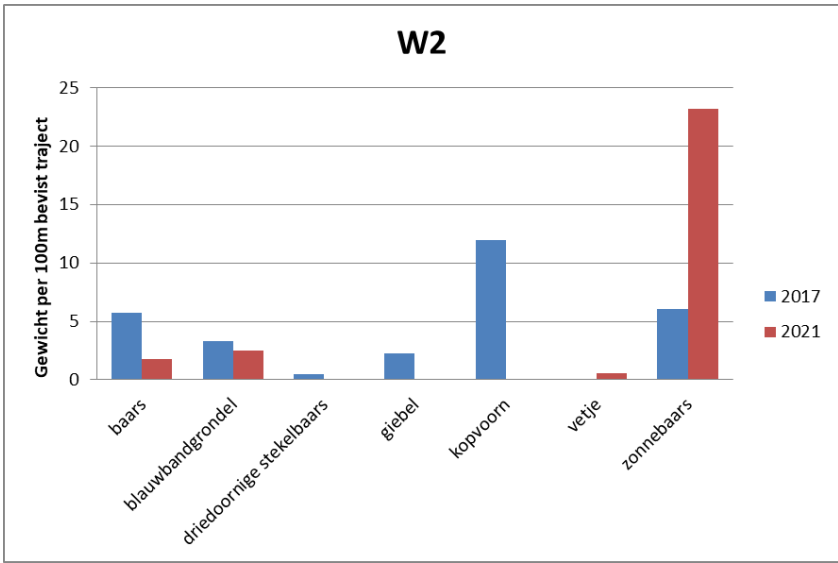
Figuur B3. Aantallen en gewichten van de visfauna: bemonstervergelijking 2017-2020 per 100m afgevist traject



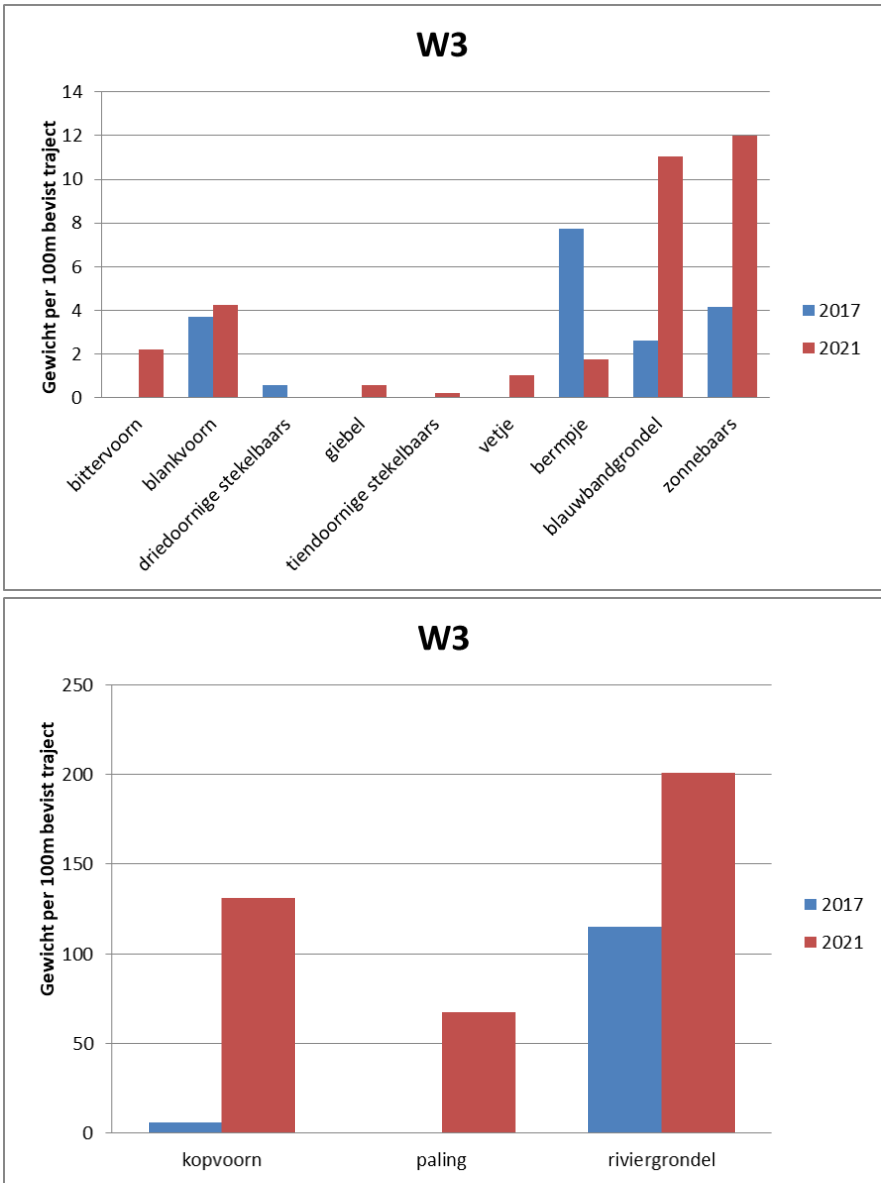
Figuur B3. vervolg



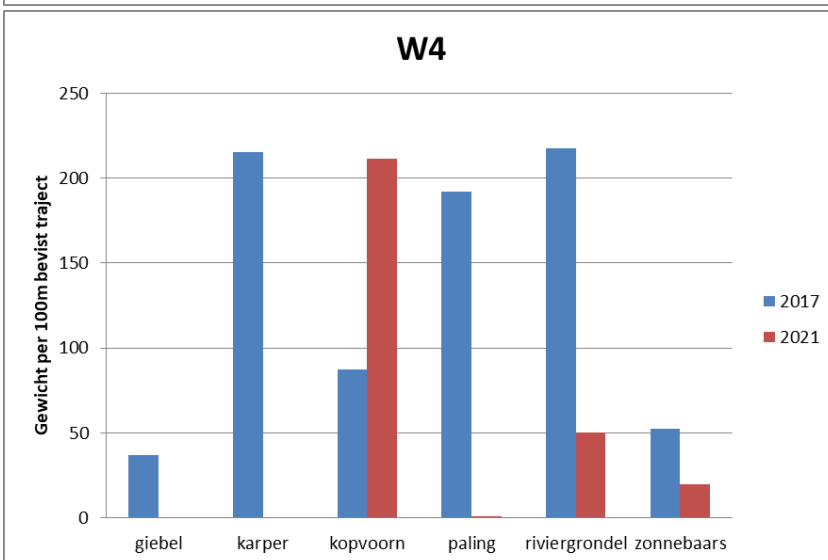
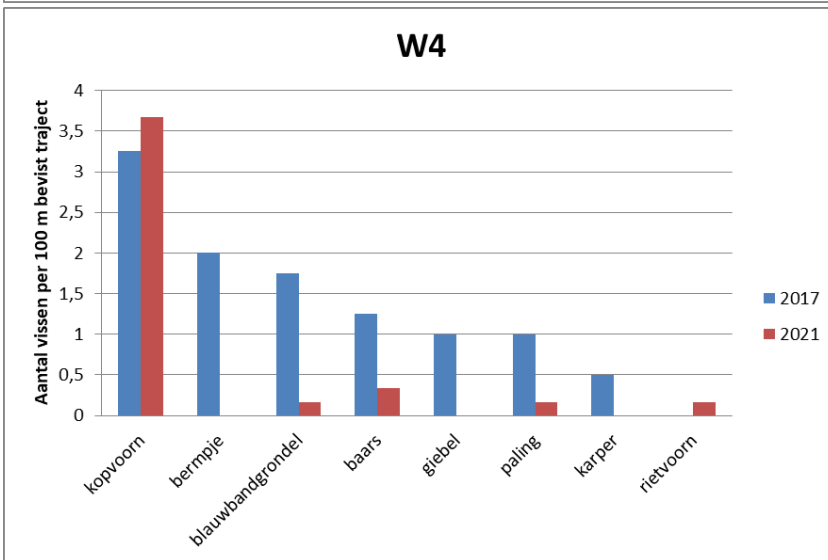
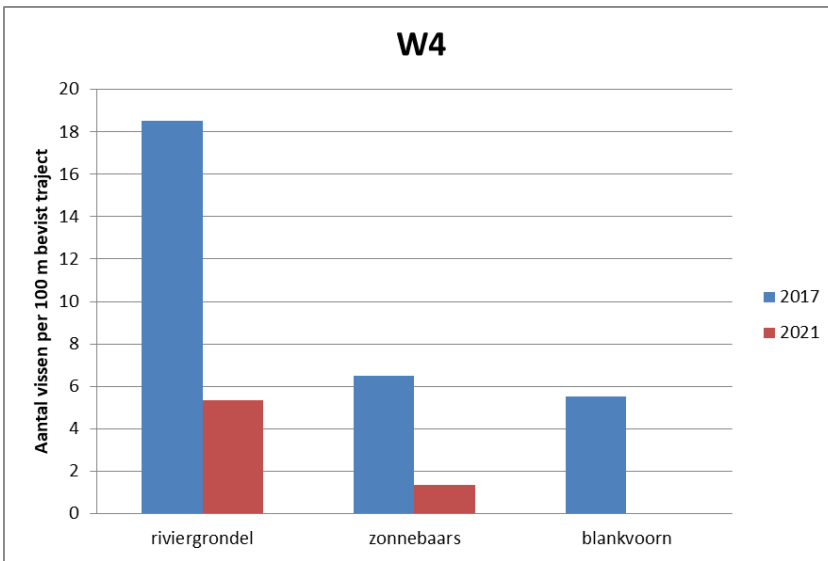
Figuur B3. vervolg



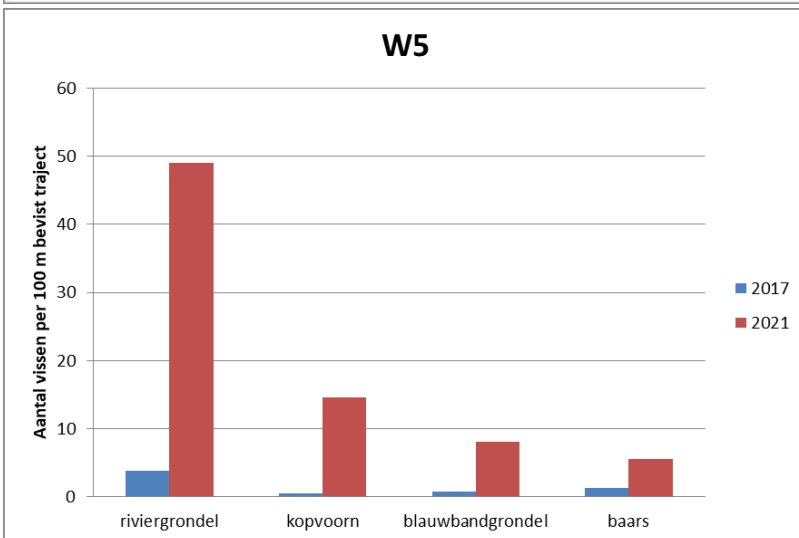
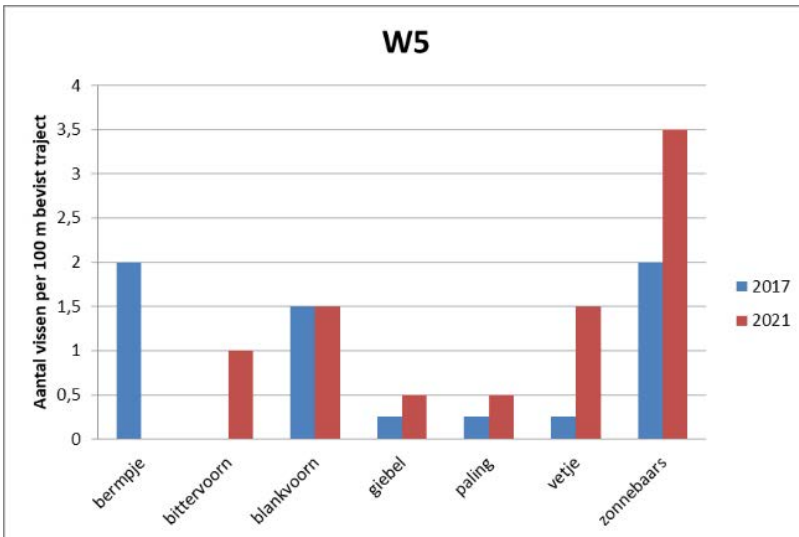
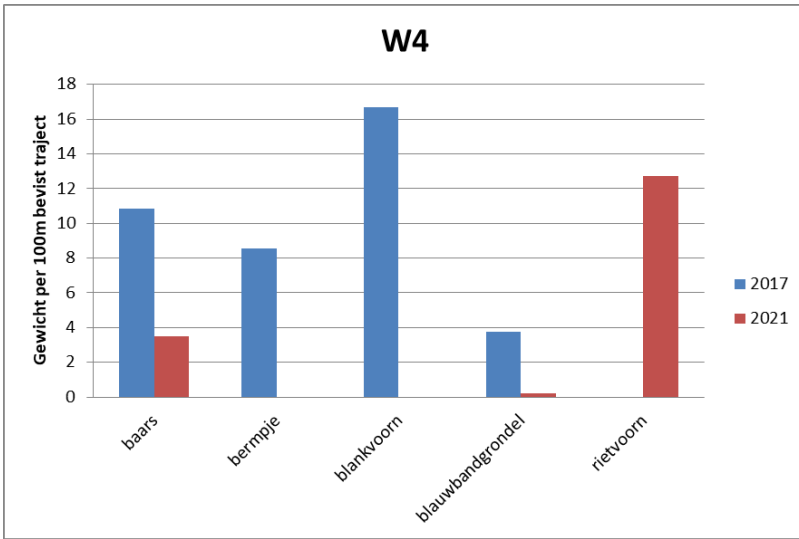
Figuur B3. vervolg



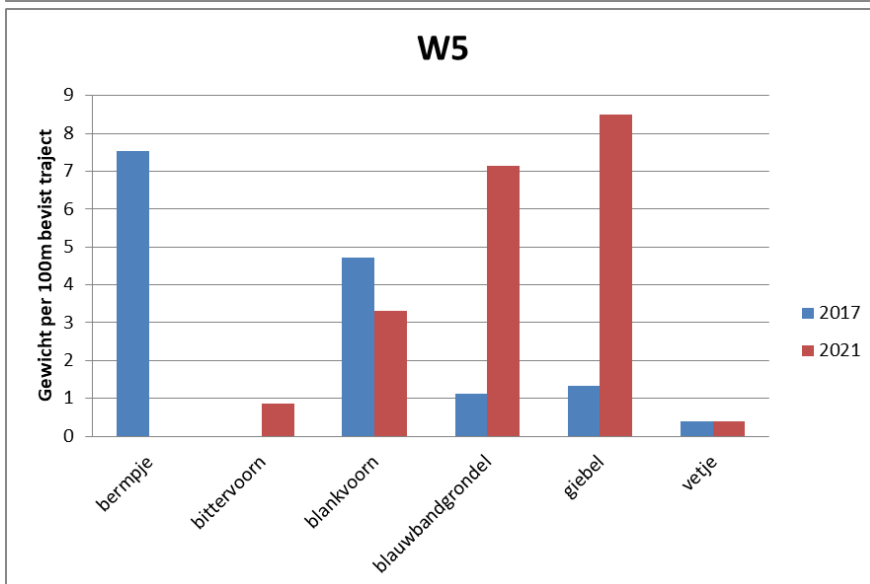
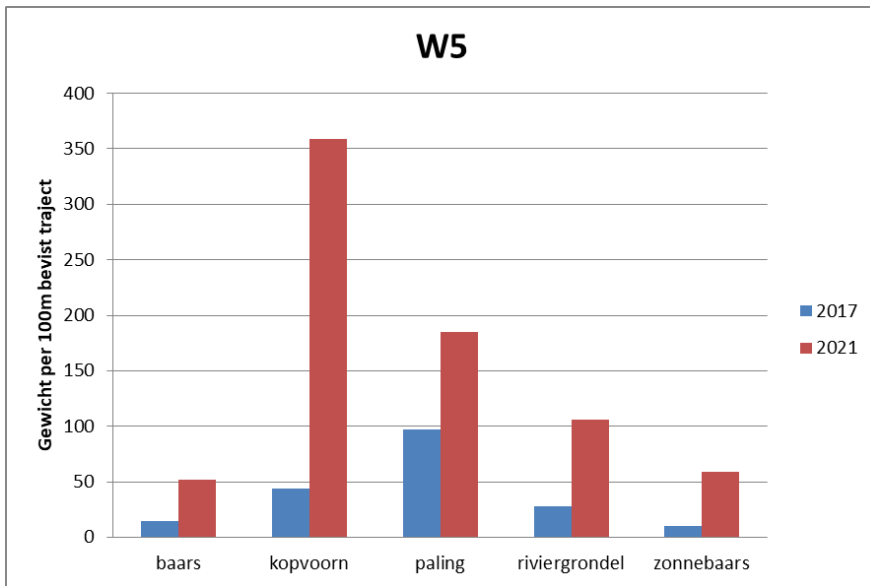
Figuur B3. vervolg



Figuur B3. vervolg



Figuur B3. vervolg



Figuur B3. vervolg