Hou metaalbesoedeling ’n bedreiging in vir die voortbestaan van seesterre in Valsbaai, Suid-Afrika?

Authors:
Adriaan J. Reinecke[1]
Sophie A. Reinecke[1]

Affiliations:
[1]Botany and Zoology, University of Stellenbosch, South Africa

Correspondence to:
Adriaan Reinecke

Email:
ajr@sun.ac.za

Postal address:
Botany and Zoology, University of Stellenbosch, Private Bag X1, Matieland 7600, South Africa

Dates:
Received: 03 Dec. 2012
Accepted: 07 July 2013
Published: 09 Oct. 2013

How to cite this article:
Reinecke, A.J. & Reinecke, S.A., 2013, ‘Hou metaalbesoedeling ’n bedreiging in vir die voortbestaan van seesterre in Valsbaai, Suid-Afrika?’, *Suid-Afrikaanse Tydksrif vir Natuurwetenskap en Tegnologie* 32(1), Art #394, 11 pages. http://dx.doi.org/10.4102/satnt.v32i1.394

Copyright:
© 2013. The Authors. Licensee: AOSIS OpenJournals. This work is licensed under the Creative Commons Attribution License.

Read online:
Scan this QR code with your smart phone or mobile device to read online.

Verstedeliking en industriële ontwikkeling rondom Valsbaai, Suid-Afrika, neem toe en kommer het ontstaan oor die uitwerking van besoedelende stowwe op die tussengetydiere soos seesterre. Die oogmerke van die huidige studie was om voorlopige, beskrywende basislyn-inligting gedurende die verloop van die onderskeie seisoene in 2000–2001 in te samel oor die metaalvlakke in sediment, water en in die liggaam van ’n gekose kussingseester naamlik *Parvulastra exigua* (Lamarck, 1816) wat wydverspreid in die tussengetygebied van Valsbaai voorkom. Konsentrasies van kadmium, koper, lood, nikkel en sink is in die water, sediment en die liggaam van die kussingseester by vyf verskillende lokaliteite bepaal oor ’n periode van een jaar. Die monsters is chemies ontleed vir spesifieke metaalvlakke met behulp van atoomabsorpsie-spektrofotometrie. Die hoogste individuele konsentrasies van kadmium (Cd) in seesterre en sediment is by die noordelike kusstreek tussen Strand en Muizenberg gemeet waar die meeste industriële aktiwiteit voorkom. Groot variasie in konsentrasies van alle metale wat ontleed is, het tussen versamelpunte en tussen seisoene voorgekom. Die gemiddelde konsentrasies in die water en sediment was in enkele gevalle effens hoër as die vlakke wat deur die Suid-Afrikaanse waterkwalitetisriglyne aanbeveel word, maar steeds benede die perke wat in verskeie ontwikkelde lande gestel word. Dit dui daarop dat die baai tans nog relatief onbesoedeld deur metale is. Huidige omgewingskonsentrasies in sekere dele van Valsbaai kan met verloop van tyd in tussengetydiere akkumuleer tot nadelige vlakke vir die spesies self, maar ook vir hulle predatore. Hierdie studie bied getuienis dat die kussingseesterre in Valsbaai aan verskeie metale blootgestel word, waarvan sommige potensieel gevaarlik is omdat hulle neig om met verloop van tyd in diere te akkumuleer. Risiko-assessering vereis egter bykomende inligting oor die samehang tussen blootstelling en biologiese effekte op sowel sellulêre, organismiese en bevolkingsvlak alvorens ingeligte besluite geneem kan word of die seesterre reeds sodanig bedreig word dat tussenbeide getree moet word.

Is metal pollution a threat to the continued survival of the starfish in False Bay, South Africa?
Urbanisation and industrial development in the catchment area of False Bay in South Africa are increasing and concern was raised about the effect of environmental pollutants on intertidal fauna such as starfish. The aim of the present study was to obtain initial descriptive baseline data over several seasons during 2000–2001 of metal concentrations in water, sediment and body samples of the chosen cushion starfish *Parvulastra exigua* (Lamarck, 1816) that occurs widely in the intertidal zone of False Bay. Concentrations of cadmium, copper, lead, nickel and zinc were measured in samples of the cushion starfish, water and sediment at five localities along the coast of False Bay. The samples were chemically analysed for metals by atomic spectrophotometry. The highest individually measured concentrations of cadmium (Cd) in starfish and sediment were found in the northern coastal region between Strand and Muizenberg where most industrial activity and human settlement occur. Large variation in concentrations of all metals occurred between localities and seasons. The mean concentrations of Cd and Pb in water and sediment were in a few instances slightly higher than the recommended levels or target values of the South African marine water and sediment quality norms but still lower than those in various developed countries. Indications are that the bay was at the time of this study still less contaminated by metals in comparison with the coastal waters of various other countries. The accumulation of nonessential metals such as cadmium and lead in both sediment and bodies of starfish was nevertheless such that it can be assumed that environmental concentrations in some parts of the bay could over time build up to levels that are detrimental to the species as well as their predators. This study provided evidence that the cushion starfish in False Bay is exposed to several metals of which some are potentially hazardous since they tend to gradually accumulate in animal bodies. Risk assessment, however, requires additional information about the causal relationship between exposure and biological effects at the cellular, organismic and population levels before informed decisions can be made whether the threat to starfish is such that intervention is required.

Inleiding

Kommer is deur ouer inwoners in die omstreke van Valsbaai uitgespreek dat die getalle van seesterre in die tussengetygebied van die baai oor die jare drasties afgeneem het (A. Noyce, pers. kom., 1997) Hoewel sulke waarnemings deur lede van die publiek gewoonlik nie op wetenskaplike gegewens berus nie, kan dit nie sonder meer afgemaak word nie. Die druk wat verstedeliking en industrialisering op Valsbaai en ander gebiede kan uitoefen, het nie minder geword nie (Brown 1987; Fatoki & Mathabatha 2001), en die moontlikheid bestaan dat dit, soos in ander wêrelddele (Moureaux *et al.* 2011), sy tol op die tussengetydiere kan eis. Sink *et al.* (2012) beskou ontwikkeling as die grootste drukfaktor op die biodiversiteit van Suid-Afrikaanse kusgebiede.

Getuienis van negatiewe biologiese effekte wat deur metaalbesoedeling veroorsaak word, is opgeteken vir die besoedelde Scheldt-estuarium in Europa (De Wolf *et al.* 2000, 2005; Wepener *et al.* 2008). Uiteraard is dit moeilik om die geldigheid van vrese oor die skade van besoedeling in Valsbaai te beoordeel indien daar nie vroeër betroubare en deurlopende waarnemings oor die bevolkingsdigthede en spesiediversiteit van die seesterre gemaak is nie. Verder vertoon natuurlike bevolkings in elk geval met verloop van tyd fluktuasies wat as 'n normale verskynsel beskou kan word.

Potensieel gevaarlike besoedelende stowwe kan wel in die baai beland (Taljaard 2000; Schulz *et al.* 2001a, 2001b; Mdzeke 2004; Reinecke, Mdzeke & Reinecke 2009). Die vraag is egter of ons 'n oorsaaklike verband tussen die teenwoordigheid van hierdie stowwe en die negatiewe uitwerking daarvan op die seelewe kan aantoon. Watter van die baie verskillende soorte chemiese stowwe soos plaagbeheermiddels, metale, kunsmisstowwe en ander wat as komplekse mengsels deur riviere en uit riool- en stormwaterstelsels in die see beland, moet vir enige waarneembare skade geblameer word? Watter rol speel wisselende natuurlike faktore soos predasie, temperatuur, soutgehalte en pH om 'n afname in die getalle van 'n spesie teweeg te bring? Mengsels van stowwe reageer soms anders as die som van die individuele stowwe en die blote teenwoordigheid van 'n chemiese stof in die omgewing beteken ook nie dat dié betrokke stof werklik in 'n organisme opgeneem word nie. Wisselende omgewingsfaktore soos byvoorbeeld temperatuur, suurgraad (pH) en soutgehalte kan ook die giftigheid van 'n stof beïnvloed omdat dit die biobeskikbaarheid vir opname verander (McGeer *et al.* 2004). Voorts kan die eiesoortige gedrag en voedingswyse van 'n organisme ook die hoeveelheid van die nadelige stof wat ingeneem word, beïnvloed. Een vertrekpunt is om te probeer vasstel watter stowwe in watter hoeveelhede op 'n gereelde basis in die baai beland. En as gevaarlike en potensiële sondaarstowwe daardeur geïndentifiseer kan word, kan meer betroubare gegewens daaropvolgend ingewin word. Afgesien van kontrole oor en polisiëring van die aktiwiteite wat tot die besoedeling lei, vereis dit dat 'n duur, arbeidsintensiewe moniteringsprogram van stapel gestuur moet word om organismes, sediment en water op 'n gereelde grondslag in verskeie seisoene te versamel en chemies te ontleed. Daarmee saam kan ook deurlopende opnames gemaak word van die bevolkingsdigthede van die organismes sodat enige drastiese afwykings in getalle en diversiteit die gevaarligte kan laat flikker en beskermings- of voorkomingsmaatreëls op grond daarvan getref kan word.

Teen hierdie agtergrond is besluit om, as vertrekpunt, die aandag eerstens te fokus op die voorkoms van die sogenaamde swaar metale soos kadmium (Cd), koper (Cu), nikkel (Ni), lood (Pb) en sink (Zn) wat via verskeie roetes in Valsbaai beland (Mdzeke 2004; Reinecke & Reinecke 2007; Reinecke, Mdzeke & Reinecke 2012).

Menslike aktiwiteite veroorsaak byvoorbeeld dat 'n potensieel skadelike metaal soos Cd (Bu-Olayan & Subrahmanya 1998), wat wydverspreid, maar in lae konsentrasies in die aardkors voorkom, neig om in verhoogde hoeveelhede in ander gebiede en biologiese stelsels voor te kom (Dobrovoljc *et al.* 2003). Cd is besonder giftig selfs in lae konsentrasies (Webb 1979, Morgan & Morris 1982) en kan ook opbou of akkumuleer tot hoë konsentrasies in die weefsels van ongewerwelde mariene diere (Goering *et al.* 1995). Webb (1979) en verskeie ander navorsers meen dat dit ook gevare inhou vir mense en diere bo aan die voedselketting wat gekontamineerde skulpdiere as voedsel benut. Byna dieselfde argumente is in die meeste gevalle op Pb van toepassing (Burger 2008), hoewel dit vir verskeie spesies minder toksies is as Cd.

Kadmium is een van die belangrikste giftige metale in industriële afvalstowwe en word in beide die Environmental Protection Agency (EPA) van die Verenigde State van Amerika en die Europese Gemeenskap se prioriteitslyste van besoedelende stowwe ingesluit en as 'n menslike karsinogeen in Groep 1 geklassifiseer, terwyl dit ook karsinogenies vir sekere diere is (Nassiri *et al.* 1997). Pb is 'n groot bron van besoedeling omdat dit steeds in motorbrandstof, verf en verskeie ander produkte soos batterye en ammunisie gebruik word (Hops 1990; McCally 2002), hoewel uitfasering daarvan tans plaasvind.

Nikkel kom natuurlik voor in grond, lug en water (Herkovits, Perez-Coll & Herkovits 2000) en ook in biologiese stelsels, maar kan toksiese vlakke bereik omdat dit essensiële metale in metallo-ensieme in organismes verplaas (Babukutty & Chacko 1995). Verskeie produksieprosesse en verbrandingsprosesse kan lei tot vrylating daarvan in die omgewing.

Hoewel Zn en Cu in klein hoeveelhede as noodsaaklike minerale in biologiese stelsels funksioneer (Botton, Johnson & Helleby 1998), is hoë dosisse van beide hierdie metale toksies. Laasgenoemde metale word deur 'n verskeidenheid van vervaardigingsprosesse in die omgewing vrygestel (Barcellos & Lacerda 1994).

Sommige mariene spesies is meer gevoelig as ander wat wel oor die vermoë beskik om van opgeneemde metale ontslae te raak deur dit uit te skei of te berg in plekke soos hul skulpe

waar dit minder skadelik of selfs onskadelik is (Chung *et al.* 2007). Ongewerweldes se rol as ophopers of akkumuleerders van metale is nog nie indringend aan die Suid-Afrikaanse kus bestudeer nie. Reinecke *et al.* (2009) het die tolletjie, ook bekend as die 'periwinkle', *Oxystele tigrina*, in Valsbaai se tussengetygebied bestudeer terwyl Reinecke *et al.* (2012) oor die Cd in die liggaamsladings van vier invertebraatspesies uit die baai gerapporteer het.

Dit is nog nie bekend tot watter mate seesterre in die tussengetygebied van Valsbaai swaar metale opneem nie. Verskillende spesies seesterre kom oor 'n uitgestrekte gebied langs die Suid-Afrikaanse kus voor (Branch 1974) sodat hulle in hierdie opsig potensiële kandidate is om in biomoniteringsprogramme gebruik te word, veral ook omdat die meeste van hulle predatore is wat dus hoër op in die voedselketting voorkom en meer blootgestel kan wees aan gevaarlike stowwe wat moontlik in hulle prooi opgehoop het.

Sowat agt groter rivieropvanggebiede dreineer in Valsbaai wat ook die afvalwater en stormwater ontvang. Met die toenemende ontwikkeling in hierdie gebiede kan verwag word dat die kwaliteit van die baai se water mettertyd bedreig kan word (Reinecke *et al.* 2009; Reinecke *et al.* 2012). Apeti *et al.* (2009) het in die VSA 'n korrelasie tussen die voorkoms van Cd in sediment en die nabyheid van menslike bevolkingsentra gevind.

Besoedelingsvlakke van sekere metale behoort dus van tyd tot tyd, indien nie deurlopend nie, gemoniteer te word met die oog op volhoubare bestuur van sodanige kusgebiede, veral waar nedersettings en industriële aktiwiteit ooglopend toeneem. Binning en Baird (2001) het 'n drastiese toename in metaalkonsentrasies na verloop van 20 jaar, sedert die vroeëre studie van Watling en Watling (1979), in die sediment van die Swartkopsrivier-estuarium gevind. Vorige omgewingsimpakstudies in Valsbaai het gefokus op die uitwerking van die individuele vrystelling van afval in uitloopwater van die onmiddellike omgewing sonder om na kumulatiewe impakte (Taljaard *et al.* 2000) of diffuse besoedeling te kyk. Soos wat Tomlinson *et al.* (1980) dekades gelede die gebrek aan basislyn-inligting oor besoedelingsvlakke vir Europese en Britse estuariums aangeroer het, het Cloete en Watling (1981) op die Suid-Afrikaanse mariene omgewing gefokus, maar resente inligting oor metaalvlakke in sediment en tussengetydiere van die Suid-Afrikaanse kuslyn, veral van seesterre, ontbreek grootliks.

Die oogmerke van die huidige studie was om voorlopige beskrywende basislyn-inligting gedurende die verloop van die onderskeie seisoene in te samel oor die metaalvlakke in sediment, water en in die liggaam van 'n gekose dwergkussingseester naamlik *Parvulastra exigua* (Lamarck, 1816) (in ouer literatuur ook bekend as *Patiriella exigua*) wat wydverspreid in die tussengetygebied van Valsbaai voorkom. Dit is gedoen ten einde af te lei in watter mate metaalbesoedeling reeds as impakterende faktor op die voortbestaan van hierdie diere beskou kan word. Deur die opbou- of biokonsentreringspotensiaal van swaar metale met die verloop van tyd in hierdie diere vas te stel en met soortgelyke bevindings vir ander wêrelddele te vergelyk, kan voorlopige afleidings gemaak word oor die risiko wat toenemende metaalbesoedeling moontlik vir hulle kan inhou. Dit kan ook bydra om die seester se waarde as biomoniteringsorganisme te bepaal en inligting verskaf wat benodig word vir besluitneming oor voortgesette stappe en maatreëls ter beskerming van die baai se ryk biodiversiteit.

Materiaal en metodes

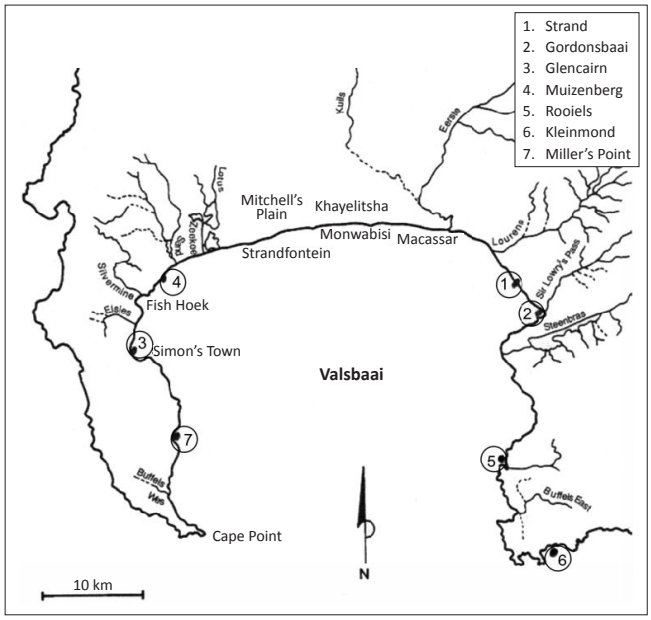
Studiegebied

Valsbaai (Figuur 1) is geleë by 34˚15`S,18˚40`O, op die suidpunt van Afrika en is die grootste egte of natuurlike baai in Suid-Afrika (Heinecken *et al.* 1983). Vis en skulpvis word in die baai geoes deur kommersiële en bestaanvissers (Van der Merwe, Vlok & Van der Merwe 1991) en verskeie watersportsoorte word ook hier beoefen (Taljaard *et al.* 2000). Verskilende nuwe behuisingsprojekte is in die afgelope jare langs die baai aangepak.

Monsterneming van sediment en seewater

Sedimentmonsters is versamel gedurende vier opeenvolgende seisoene tussen Julie 2000 en Julie 2001 tydens laagwater by vyf lokaliteite waar die seesterre voorgekom het (Figuur 1). Oppervlaksediment is versamel met 'n skoon plastiekgraaf (0.1 m^2). Monsters is by -20 ^oC gestoor tot en met analise.

Watermonsters is op 'n diepte van 30 cm net bokant die sediment met behulp van vyfliter-plastiekemmers versamel. Die emmers is op ys geplaas en na die laboratorium vervoer waar een liter van die water deur 'n 0.45 µm-Whatmanmembraanfilter gefiltreer is, toe aangesuur is met 1 mL gekonsentreerde salpetersuur en gevries is.



Nota: Seesterre is seisoenaal by lokaliteite 1, 2, 3, 4 en 7 gevind.

FIGUUR 1: 'n Kaart van Valsbaai wat die verskillende lokaliteite aantoon waar versamelings plaasgevind het gedurende die verskillende seisoene.

Versameling van seesterre

Vyftien eksemplare (0.2 cm – 1.0 cm diameter) van die kussingseester *P. exigua* is telkens oor vier seisoene (winter, lente, somer van die jaar 2000 en die herfs van 2001 versamel in lokaliteite 1, 2, 3, 4 en 7 [Figuur 1]), vyf van sewe lokaliteite waar gepoog is om hulle te vind. Eksemplare is gedurende laagwater met die hand ingesamel tussen en onder die klippe en rotse in die vlak poele by elk van die vyf lokaliteite in Valsbaai. Die seesterre is in plastiekemmers met seewater geplaas en vanaf hul lokaliteite na die laboratorium vervoer. Hulle is geweeg, oondgedroog vir 48 uur by 60 °C en die hele dier is tot 'n poeier gehomogeniseer in 'n vysel. Monsters (0.2 g – 0.3 g) is in triplikaat geneem vir metaalontledings.

Analise van swaar metale

Die monsters is in 'n oond by 60 °C vir 48 u gedroog. Submonsters van 0.2 g – 0.5 g van die diere (heel-liggaam), sediment en water (5 mL) is oornag in proefbuise verteer deur 10 mL salpetersuur en verhit tot 40 °C – 60 °C vir 2 u in 'n verhittingsmantel en daarna vir 'n verdere 1 u by 110 °C – 120 °C. Die verteerde monsters is afgekoel voordat 1 mL perchloorsuur bygevoeg is en dit opnuut verhit is tot by 110 °C – 120 °C wanneer bruin dampe verskyn het. Ná afkoeling is 5 mL gedistilleerde water bygevoeg en herverhitting het plaasgevind totdat wit dampe afgekom het. Die monsters is oornag gelaat en gefiltreer deur Whatman No. 6-filtreerpapier en mikrofiltreerpapier met 'n 0.45 µm-membraan. 'n Blanko monster is ook voorberei vir elke stel monsters ten einde die analitiese doeltreffendheid te toets. Die water- en sedimentmonsters is daarna met behulp van atoomabsorpsie-vlamspektrofotometrie (Varian AA-1275 met asetileen-lugvlam en die gekoppelde plasma-atoom-emissiespektrofotometer (ICP, HP4500 model) ontleed vir Cd, Cu, Pb, Ni, en Zn. Vyf analises is vir elke monster gedoen. Konsentrasies in biologiese materiaal en sediment is weergegee as µg/g droë massa en in water as µg/L. Proeflopies om die doeltreffendheid van ekstraksiemetodes vir biologiese monsters te toets, is met beeslewer (NIST SRM 1577b) gedoen, wat verkry is vanaf die National Institute of Standards and Technology (Gaithersburg, VSA). Die gesertifiseerde materiaal het na afloop van suurvertering in alle gevalle opbrengste bokant 80% opgelewer. Gewaste seesand is ook gebruik om die ekstraksiedoeltreffendheid met sediment te toets en het 'n opbrengs bokant 90% opgelewer. Analitiese standaarde van al die metale is gebruik om die metingslimiete te toets. Dit was (in µg/g) soos volg: 0.02 vir Cd en Zn; 0.1 vir Cu; 0.03 vir Ni en 0.05 vir Pb.

Statistiese analise en dataverwerking

Alle berekenings is met die program Jandel Scientific Sigmastat 3.0 gedoen. Metaalkonsentrasies is vir normaliteit getoets met die Kolmogorov-Smirnov-toets. Nieparametriese gegewens is getoets met die Kruskal-Wallis ANOVA vir rangordes en daaropvolgend met die Dunn-toets. Die vlak van betekenisvolheid was $p < 0.05$. Na aanleiding van die bevindinge van Reinecke *et al*. (2012) met betrekking tot omgewingsparameters soos die invloed van reënval, pH en soutgehalte in Valsbaai, wat gelyk met die studie versamel is, word die gegewens nie weer hier herhaal nie. Getabuleerde resultate van konsentrasies in 'n omgewingsmonster is in alle gevalle gebaseer op minstens vyf metings.

Ten einde die omvang van die besoedeling of 'verryking' te kwantifiseer, word die sogenaamde kontaminasiefaktor (KF) (Tomlinson *et al.* 1980; El-Sammak & Aboul-Kassim 1999) dikwels gebruik wat aantoon tot watter mate die agtergrond- of basislyn-konsentrasie by 'n bepaalde lokaliteit oortref word. Met KF = Metaal se konsentrasie in sediment of agtergrondkonsentrasie in vlak mariene sediment. Riglyne vir agtergrondkonsentrasies van sediment (DEAT 1985) is reeds hewig gedebatteer in latere dokumente van dieselfde staatsinstelling. Riglyne soos dié en andere (Maritz & Swanepoel 1998; Fatoki & Mathabahta 2001) is baie arbitrêr. Die mate waarin potensiële probleemmetale soos Cd en Pb vanuit die water in organismes kan akkumuleer, is wel ondersoek deur middel van die biologiese akkumulasiefaktor of BAF = Metaal se konsentrasie in die diereliggaam teenoor die konsentrasie in die wateromgewing (op 'n massa-tot-massa-basis).

Resultate

Metale in seewater, sediment en seesterre

Kadmium

Daar het variasie voorgekom in die Cd-konsentrasies wat gedurende die verskillende seisoene in die water by die onderskeie lokaliteite in Valsbaai gemeet is (Tabel 1).

Die hoogste individuele konsentrasie van 6.6 µg/L is gedurende herfs by lokaliteit 3 (Glencairn) gemeet. Vir die baai as geheel (alle versamelpunte in die tussengetygebied) was die gemiddelde konsentrasies vir die herfs (2.8 µg/L) en somer (1.36 µg/L) betekenisvol hoër ($p < 0.05$) as dié van die winter (0.19 µg/L). Van al die lokaliteite waar seesterre versamel is, het die water vanaf Glencairn op 'n jaargrondslag die hoogste gemiddelde Cd-konsentrasie van 2.51 µg/L gehad, maar dit het nie statisties betekenisvol verskil van die ander lokalitieite nie.

Die individuele Cd-konsentrasies in die sediment het gewissel van onmeetbaar laag tot 12.36 µg/g droë massa (lokaliteit 4 – Muizenberg). Die seisoenale gemiddeldes het gewissel vanaf 1.14 µg/g in die lente tot 4.6 µg/g in beide die somer en winter, maar geen betekensivolle verskille het tussen seisoene voorgekom nie. Die jaarlikse gemiddelde was die hoogste in lokaliteit 4 (Muizenberg) (9.09 µg/g) wat betekenisvol hoër was as dié van Glencairn (lokaliteit 3). Die konsentrasies in die sediment was oorwegend betekenisvol hoër ($p < 0.05$) as in die water gedurende al vier seisoene by lokaliteite 1, 2 en 4. By die ander lokaliteite was die gemete waardes statisties nie betekenisvol hoër nie.

Tabel 1 toon ook die gemiddelde Cd-konsentrasies wat in die liggame van die seesterre gemeet is. Die individuele liggaamsladings (heel-liggaam) het tussen 0.34 µg/g by Gordonsbaai en 9.0 µg/g by Miller's Point gewissel. Die seisoenale gemiddelde liggaamskonsentrasies vir die baai het

tussen 2.12 µg/g (lente van 2000) en 4.92 µg/g (winter van 2000) gewissel. Op 'n jaargrondslag het die liggaamslading by die verskillende lokaliteite relatief min verskil en tussen 2.37 en 4.79 µg/g gewissel. Geen statisties betekensivolle verskille ($p > 0.05$) het voorgekom tussen die gemiddelde konsentrasies in die seesterre vanaf die verskillende lokaliteite nie. Die massa-op-massa-BAF vir Cd was 3256 wat daarop dui dat akkumulering sterk in die seesterre plaasgevind het indien dit byvoorbeeld met die waardes vergelyk word wat Chindah *et al.* (2009) vir Gastropoda in die Niger Delta bepaal het.

Koper

Die Cu-konsentrasies word in Tabel 2 weergegee. Die konsentrasies in die water by die verskillende lokaliteite was relatief laag. Die seisoenale gemiddelde konsentrasies vir die baai self het gewissel van 0.12 µg/L in die winter van 2000 tot 1.48 µg/L in die daaropvolgende herfs van 2001. Die gemiddelde konsentrasies vir die baai was in die herfs betekenisvol hoër as in beide die somer en die lente. Van al die lokaliteite waar seesterre versamel is, het die water vanaf Glencairn op 'n jaargrondslag die hoogste gemiddelde Cu-konsentrasie van 1.04 µg/L getoon, maar daar was geen statisties betekenisvolle verskille tussen lokaliteite nie.

Die individuele Cu-konsentrasies in die sediment het gewissel van onmeetbaar laag tot 15.1 µg/g droë massa (lokaliteit 1 – Strand). Die seisoenale gemiddeldes vir die baai het gewissel vanaf 0.39 µg/g in die somer van 2000 tot 7.14 µg/g in die winter. Die gemiddelde konsentrasies in die sediment was in die winter betekenisvol hoër as in beide die somer en die lente terwyl dit in die somer ook betekenisvol hoër was as in die herfs.

TABEL 1: Die gemiddelde Cd-konsentrasies in die water, sediment en liggame van die seester *P. exigua* in Valsbaai by verskillende lokaliteite gedurende die onderskeie seisoene. Jaargemiddeldes en seisoengemiddeldes vir die baai met standaardafwykings.

Kategorie	Lokaliteit nommer	Winter (Julie 2000)	Lente (September 2000)	Somer (Desember 2000)	Herfs (April 2001)	Gemiddeld (± SA)
Water (µg/L)	1	0.15	0.20	1.05	2.00	0.85 ± 0.0
	2	0.65	0.04	1.00	1.94	0.90 ± 0.8
	3	0.05	0.15	3.24	6.60	2.50 ± 3.1
	4	0.75	0.55	1.37	2.01	1.20 ± 0.7
	7	NM	NM	0.15	1.49	0.41 ± 0.7
Gemiddeld (± SA)	-	**0.32 ± 0.4**	**0.19 ± 0.2**	**1.36 ± 1.1**	**2.8 ± 2.1**	-
Sediment (µg/g)	1	7.36	1.54	3.00	3.09	3.75 ± 2.5
	2	3.03	1.01	5.25	6.17	3.86 ± 2.3
	3	0.21	0.10	NM	0.21	0.13 ± 0.1
	4	12.36	2.77	10.75	10.46	9.10 ± 4.3
	7	0.20	0.30	1.30	1.59	0.85 ± 0.7
Gemiddeld (± SA)	-	**4.63 ± 5.2**	**1.14 ± 1.0**	**4.06 ± 4.2**	**4.30 ± 4.1**	-
Liggaam (µg/g)	1	5.25	2.15	6.52	5.25	4.79 ± 1.9
	2	3.33	0.34	1.52	4.33	2.38 ± 1.8
	3	4.75	3.00	2.28	3.04	3.27 ± 1.0
	4	7.25	5.00	2.00	3.97	4.57 ± 2.2
	7	9.00	0.00	3.26	3.80	4.03 ± 37.0
Gemiddeld (± SA)	-	**5.92 ± 2.2**	**2.12 ± 2.1**	**3.12 ± 2.0**	**4.08 ± 0.8**	-

NM, nie meetbaar; SA, standaardafwykings; Lokaliteit 1, Strand; Lokaliteit 2, Gordonsbaai; Lokaliteit 3, Glencairn; Lokaliteit 4, Muizenberg; Lokaliteit 7, Miller's Point.

TABEL 2: Die gemiddelde koperkonsentrasies in die water, sediment en liggame van die seester *P. exigua* in Valsbaai by verskillende lokaliteite gedurende die onderskeie seisoene. Jaargemiddeldes en seisoengemiddeldes vir die baai met standaardafwykings.

Kategorie	Lokaliteit nommer	Winter (Julie 2000)	Lente (September 2000)	Somer (Desember 2000)	Herfs (April 2001)	Gemiddeld (± SA)
Water (µg/L)	1	NM	NM	0.67	1.10	0.44 ± 0.5
	2	1.55	NM	0.67	0.95	0.79 ± 0.6
	3	2.20	NM	0.12	1.84	1.04 ± 1.2
	4	0.60	0.60	0.40	1.22	0.71 ± 0.4
	7	NM	NM	NM	2.30	0.58 ± 1.2
Seisoengemiddeld	-	**0.87 ± 1.0**	**0.12 ± 0.3**	**0.37 ± 0.4**	**1.48 ± 0.6**	-
Sediment (µg/g)	1	15.10	NM	NM	1.24	4.09 ± 7.4
	2	3.18	NM	NM	0.98	1.04 ± 1.5
	3	1.16	NM	NM	6.05	1.80 ± 2.9
	4	5.27	1.00	NM	7.46	3.54 ± 3.4
	7	11.00	2.71	1.94	11.50	6.79 ± 5.2
Seisoengemiddeld	-	**7.14 ± 5.8**	**0.82 ± 1.2**	**0.39 ± 0.9**	**5.48 ± 4.4**	-
Liggaam (µg/g)	1	26.25	12.36	6.65	11.70	14.24 ± 8.4
	2	16.50	12.36	3.27	3.50	8.91 ± 6.6
	3	30.25	NM	5.00	5.25	13.50 ± 13.6
	4	41.75	23.00	4.55	6.14	18.86 ± 17.4
	7	3.48	2.05	3.92	4.17	3.41 ± 0.9
Seisoengemiddeld	-	**23.65 ± 14.5**	**9.95 ± 9.3**	**4.68 ± 1.3**	**6.15 ± 3.3**	-

Nota: Lokaliteit 1 tot 7 toon konsentrasies aan wat in die water, sediment en liggame van die seester *P. exigua* in Valsbaai gemeet is gedurende verskillende seisoene.
NM, nie meetbaar; SA, standaardafwyking; Lokaliteit 1, Strand; Lokaliteit 2, Gordonsbaai; Lokaliteit 3, Glencairn; Lokaliteit 4, Muizenberg; Lokaliteit 7, Miller's Point.

Wat die lokaliteite betref, was die jaarlikse gemiddelde die hoogste in lokaliteit 7 (Miller's Point) (6.79 µg/g), maar geen betekenisvolle verskille kon op 'n jaargrondslag tussen lokaliteite aangetoon word nie. Die konsentrasies in die sediment was betekenisvol hoër ($p < 0.05$) as in die water gedurende al vier seisoene by al die lokaliteite waar seesterre versamel is.

Tabel 2 toon ook die gemiddelde Cu-konsentrasies wat in die liggame van die seesterre gemeet is. Die individuele liggaamsladings (heel-liggaam) het tussen 2.05 µg/g by Miller's Point en 41.75 µg/g by Muizenberg gewissel. Die seisoenale gemiddelde liggaamskonsentrasies in seesterre vir die baai het tussen 4.68 µg/g (somer van 2000) en 23.65 µg/g (winter van 2000) gewissel, maar geen betekenisvolle verskille kon tussen enige seisoene gevind word nie. Op 'n jaargrondslag het die gemiddelde liggaamslading vir al die seisoene by die verskillende lokaliteite aansienlik gewissel tussen 3.41 en 18.86 µg/g, maar geen statisties betekenisvolle verskille kon aangetoon word tussen die gemiddelde liggaamsladings by die onderskeie lokaliteite nie.

Nikkel

Die konsentrasies van Ni wat in Valsbaai gemeet is, word in Tabel 3 weergegee. Die konsentrasies in die water by die verskillende lokaliteite was relatief laag en nie altyd meetbaar nie. Die seisoenale gemiddelde konsentrasies vir die baai self het gewissel van 0.1 µg/L in die lente van 2000 tot 2.1 µg/L in die somer van dieselfde jaar, maar geen betekenisvolle verskille het tussen seisoene voorgekom nie. Van al die lokaliteite waar seesterre versamel is, het die water vanaf Muizenberg en Gordonsbaai op 'n jaargrondslag beide die hoogste gemiddelde Ni-konsentrasie van 1.8 µg/L gehad, maar dit het nie betekenisvol verskil van enige van die ander lokaliteite nie.

Die individuele Ni-konsentrasies in die sediment het gewissel van 0.52 µg/g by Glencairn tot 50.0 µg/g droë massa (lokaliteit 4 – Muizenberg). Die seisoenale gemiddeldes vir die baai as geheel het gewissel vanaf 12.02 µg/g in die lente van 2000 tot 25.47 µg/g in die herfs van 2001. Geen betekenisvolle verskille kon egter tussen seisoene aangetoon word nie.

Wat lokaliteite betref, was die jaarlikse gemiddelde die hoogste in lokaliteite 2 en 4 (Gordonsbaai en Muizenberg, naamlik 27.11 µg/g en 27.17 µg/g respektiewelik), maar wat nie betekenisvol hoër was as enige van die ander lokaliteite se jaarlikse gemiddeldes nie. Die konsentrasies in die sediment was oorwegend betekenisvol hoër ($p < 0.05$) as in die water gedurende al vier seisoene by lokaliteite waar seesterre versamel is.

Tabel 3 toon ook die gemiddelde Ni-konsentrasies (droë massa) wat in die liggame van die seesterre gemeet is. Die individuele liggaamsladings (heel-liggaam) het tussen onmeetbaar laag by verskeie lokaliteite en 2.25 µg/g by Strand gewissel. Die seisoenale gemiddelde liggaamskonsentrasies vir die baai het tussen onmeetbaar in die somer van 2000 en 1.24 µg/g (herfs van 2001) gewissel. Op 'n jaargrondslag het die liggaamsladings by die verskillende lokaliteite gewissel tussen 0.14 µg/g by Gordonsbaai en 1.19 µg/g by Strand. Geen betekenisvolle verskille kon tussen seisoene of tussen lokaliteite aangetoon word nie. Die gemiddeld vir alle seisoene en lokaliteite het getoon dat die Ni-konsentrasies in die water en in die seesterre dus nie verskil het nie sodat geen akkumulering afgelei kan word nie.

Lood

Die gemete Pb-konsentrasies word in Tabel 4 weergegee. Die konsentrasies in die water by die verskillende lokaliteite was relatief laag. Die seisoenale gemiddelde konsentrasies vir die baai self het gewissel van 0.55 µg/L in die winter van 2000 tot 3.81 µg/L in die herfs van 2001. Van al die lokaliteite waar seesterre versamel is, het die water vanaf Muizenberg op 'n jaargrondslag die hoogste gemiddelde Pb-konsentrasie van 5.0 µg/L gehad, maar geen statisties betekenisvolle verskille van die ander lokaliteite het voorgekom nie.

TABEL 3: Die gemiddelde Ni-konsentrasies in die water, sediment en liggame van die seester *P. exigua* in Valsbaai by verskillende lokaliteite gedurende die onderskeie seisoene. Jaargemiddeldes en seisoengemiddeldes vir die baai met standaardafwykings.

Kategorie	Lokaliteit nommer	Winter (Julie 2000)	Lente (September 2000)	Somer (Desember 2000)	Herfs (April 2001)	Gemiddeld (± SA)
Water (µg/L)	1	NM	NM	NM	1.50	0.38 + 0.8
	2	NM	NM	2.20	0.50	0.68 ± 1.0
	3	1.52	NM	5.20	1.77	2.12 ± 2.2
	4	0.15	0.50	5.08	1.44	1.79 ± 2.3
	7	NM	NM	NM	0.97	0.24 ± 0.5
Seisoengemiddeld	-	**0.28 ± 0.6**	**0.1 ± 0.2**	**2.5 ± 2.6**	**1.24 ± 0.5**	-
Sediment (µg/g)	1	12.21	17.50	22.50	30.92	20.78 ± 8.0
	2	24.24	16.90	30.25	37.27	27.17 ± 8.7
	3	6.42	0.52	13.04	16.71	9.17 ± 7.1
	4	18.18	9.40	50.0	30.86	27.11 ± 17.6
	7	29.5	15.79	9.60	11.59	16.63 ± 9.0
Seisoengemiddeld	-	**18.1 ± 9.2**	**12.02 ± 7.2**	**25.08 ± 16.1**	**25.47 ± 10.8**	-
Liggaam (µg/g)	1	2.25	1.00	NM	1.50	1.19 ± 2.3
	2	0.05	NM	NM	0.50	0.14 ± 0.2
	3	0.51	NM	NM	1.77	0.57 ± 0.8
	4	0.01	NM	NM	1.44	0.36 ± 0.7
	7	0.02	NM	NM	0.97	0.24 ± 1.3
Seisoengemiddeld	-	**0.57 ± 0.9**	-	-	**1.24 ± 0.5**	-

NM, nie meetbaar; SA, standaardafwyking; Lokaliteit 1, Strand; Lokaliteit 2, Gordonsbaai; Lokaliteit 3, Glencairn; Lokaliteit 4, Muizenberg; Lokaliteit 7, Miller's Point.

Die individuele Pb-konsentrasies in die sediment het gewissel van 2.0 µg/g by Strand (in die lente) tot 60.76 µg/g droë massa (in die lente by lokaliteit 2 – Gordonsbaai). Die seisoenale gemiddeldes het gewissel vanaf 22.97 µg/g in die lente van 2000 tot 31.2 µg/g in beide die winter van 2000 en die herfs van 2001, maar geen betekenisvolle seisoenale verskille het voorgekom nie. Die jaarlikse gemiddelde was, soos in die geval van Ni, die hoogste in lokaliteite 2 en 4 (Gordonsbaai en Muizenberg naamlik 42.59 µg/g en 35.65 µg/g onderskeidelik), wat betekenisvol hoër was as al die ander lokaliteite se jaarlikse gemiddeldes. Die konsentrasies in die sediment was oorwegend betekenisvol hoër ($p < 0.05$) as in die water gedurende al vier seisoene by al die verskillende lokaliteite waar seesterre versamel is.

Tabel 3 toon ook die gemiddelde Pb-konsentrasies wat in die liggame van die seesterre gemeet is. Dit was opvallend en deurgaans laer as die konsentrasies wat in die sediment gemeet is. Die individuele liggaamsladings (heel-liggaam) het tussen 0.13 µg/g by Glencairn en 15.75 µg/g by Muizenberg gewissel. Die seisoenale gemiddelde liggaamskonsentrasies vir die baai het tussen 1.26 µg/g in die somer van 2000 en 7.17 µg/g (winter van 2000) gewissel, maar geen betekenisvolle verskille het voorgekom nie. Op 'n jaargrondslag het die gemiddelde liggaamsladings van seesterre by die verskillende lokaliteite gewissel tussen 1.42 µg/g by Miller's Point en 4.16 µg/g by Glencairn, maar dit het statisties nie betekenisvol tussen die versamelplekke verskil nie. Die gemiddelde massa-op-massa-BAF-waarde vir Pb in alle lokaliteite en seisoene was 1425 wat daarop dui dat Pb-akkumulasie wel in die seesterre plaasgevind het.

Sink

Zn-konsentrasies word in Tabel 5 weergegee. Ook in hierdie geval het die konsentrasies in die water by die verskillende lokaliteite baie gevarieer, ook tussen seisoene. Die hoogste

TABEL 4: Die gemiddelde Pb-konsentrasies in die water, sediment en liggame van die seester *P. exigua* in Valsbaai by verskillende lokaliteite gedurende die onderskeie seisoene. Jaargemiddeldes en seisoengemiddeldes vir die baai met standaardafwykings.

Kategorie	Lokaliteit nommer	Winter (Julie 2000)	Lente (September 2000)	Somer (Desember 2000)	Herfs (April 2001)	Gemiddeld (± SA)
Water (µg/L)	1	0.14	0.15	1.70	2.20	1.05 ± 1.1
	2	0.50	0.35	1.05	2.84	1.14 ± 1.1
	3	1.15	0.35	4.80	6.30	1.35 ± 2.9
	4	0.30	10.17	5.20	4.30	5.00 ± 4.1
	7	0.67	0.04	0.35	3.40	1.11 ± 1.5
Seisoengemiddeld	-	**0.55 ± 0.4**	**2.21 ± 4.5**	**2.26 ± 2.2**	**3.81 ± 0.6**	-
Sediment (µg/g)	1	15.15	2.00	10.08	16.80	11.00 ± 6.7
	2	60.76	38.46	35.08	36.06	42.59 ± 12.2
	3	10.84	3.68	30.08	34.65	19.80 ± 14.9
	4	28.41	47.00	28.64	37.73	35.65 ± 9.2
	7	41.00	22.90	23.33	30.70	29.48 ± 8.5
Seisoengemiddeld	-	**31.23 ± 20.3**	**22.97 ± 20.4**	**25.44 ± 9.6**	**31.19 ± 8.8**	-
Liggaam (µg/g)	1	2.35	2.00	0.24	1.50	1.52 ± 0.9
	2	5.00	2.33	0.23	1.33	2.22 ± 2.0
	3	11.75	0.13	2.00	2.79	4.16 ± 5.2
	4	15.75	4.00	2.73	3.19	6.41 ± 6.2
	7	1.00	0.80	1.09	2.78	1.42 ± 0.9
Seisoengemiddeld	-	**7.17 ± 6.3**	**1.85 ± 1.5**	**1.26 ± 1.1**	**2.32 ± 0.8**	-

NM, nie meetbaar; SA, standaardafwyking; Lokaliteit 1, Strand; Lokaliteit 2, Gordonsbaai; Lokaliteit 3, Glencairn; Lokaliteit 4, Muizenberg; Lokaliteit 7, Miller's Point.

TABEL 5: Die gemiddelde Zn-konsentrasies in die water, sediment en liggame van die seester *P. exigua* in Valsbaai by verskillende lokaliteite gedurende die onderskeie seisoene. Jaargemiddeldes en seisoengemiddeldes vir die baai met standaardafwykings.

Kategorie	Lokaliteit nommer	Winter (Julie 2000)	Lente (September 2000)	Somer (Desember 2000)	Herfs (April 2001)	Gemiddeld (± SA)
Water (µg/L)	1	3.35	4.30	9.95	10.12	6.93 ±3.6
	2	16.95	12.3	8.00	10.95	12.05 ± 3.7
	3	24.60	8.10	16.30	17.80	16.70 ± 6.8
	4	30.15	9.30	16.65	17.00	18.28 ± 8.7
	7	4.50	1.90	3.55	6.30	4.06 ± 1.8
Seisoengemiddeld	-	**15.91 ± 11.9**	**7.18 ± 4.1**	**10.89 ± 5.6**	**12.43 ± 4.9**	-
Sediment (µg/g)	1	38.24	21.60	81.25	85.91	56.75 ± 31.7
	2	72.71	30.77	56.20	67.37	56.76 ± 18.6
	3	14.10	40.00	65.00	20.98	35.02 ± 22.8
	4	26.73	21.54	100.0	110.46	64.68 ± 47.1
	7	67.50	39.36	46.57	61.50	53.73 ± 13.0
Seisoengemiddeld	-	**43.86 ± 25.5**	**30.65 ± 9.06**	**69.80 ± 21.2**	**69.24 ± 33.1**	-
Liggaam (µg/g)	1	224.75	117.33	55.96	61.50	114.88 ± 78.3
	2	76.00	40.25	90.73	101.0	76.99 ± 26.6
	3	151.75	100.25	108.18	109.77	115.74 ± 24.4
	4	149.25	100.00	53.00	60.17	90.61 ± 54.2
	7	35.00	20.01	105.22	109.90	67.53 ± 46.7
Seisoengemiddeld	-	**127.35 ± 73.7**	**75.57 ± 42.7**	**81.22 ± 25.0**	**88.47 ± 25.5**	-

NM, nie meetbaar; SA, standaardafwyking; Lokaliteit 1, Strand; Lokaliteit 2, Gordonsbaai; Lokaliteit 3, Glencairn; Lokaliteit 4, Muizenberg; Lokaliteit 7, Miller's Point.

individuele konsentrasie van 30.15 µg/L is in die winter van 2000 by Muizenberg gemeet en die laagste (1.9 µg/ L) in die lente by Millers Point. Die seisoenale gemiddelde konsentrasies vir die baai self het gewissel van 7.18 µg/L in die lente van 2000 tot 15.91 µg/L in die winter van dieselfde jaar, maar geen betekenisvolle verskille is tussen seisoene gevind nie. Van al die lokaliteite waar seesterre versamel is, het die water vanaf Muizenberg op 'n jaargrondslag die hoogste gemiddelde Zn-konsentrasie van 18.28 µg/L gehad, terwyl die gemiddelde vir Miller's Point die laagste was naamlik 4.06 µg/L, maar ook hier kon statistiese bekenisvolheid van verskille nie aangetoon word nie.

Die individuele Zn-konsentrasies in die sediment het gewissel van 14.10 µg/g by Glencairn tot 110.46 µg/g droë massa by lokaliteit 4 (Muizenberg). Die seisoenale gemiddeldes vir die baai het gewissel vanaf 30.65 µg/g in die lente van 2000 tot 69.80 µg /g (somer van 2000) en 69.24 µg/g in die herfs van 2001, maar het nie betekenisvol verskil nie. Die jaarlikse gemiddelde was die hoogste in lokaliteite 4 (Muizenberg naamlik 64.68 µg/g), maar het nie statisties beduidend van die ander lokaliteite verskil nie. Die konsentrasies in die sediment was oorwegend betekenisvol hoër ($p < 0.05$) as in die water gedurende al vier seisoene by al die lokaliteite waar seesterre versamel is.

Tabel 5 toon ook die gemiddelde Zn-konsentrasies wat in die liggame van die seesterre gemeet is. Die individuele liggaamsladings (heel-liggaam) het tussen 20.01µg/g (Miller's Point in die lente) tot 242.75 µg/g by Strand gewissel. Die seisoenale gemiddelde liggaamskonsentrasies vir die baai het tussen 75.57 µg/g in die lente van 2000 en 127.35 µg/g (winter van 2001) gewissel sonder om statisties beduidend te verskil. Op 'n jaargrondslag het die liggaamsladings van die seesterre by die verskillende lokaliteite gewissel tussen 67.53 µg/g by Miller's Point 117.48 (Glencairn), terwyl 114.88 µg/g Zn by Strand gemeet is, maar ook in hierdie geval was die verskille nie statisties betekenisvol nie.

Bespreking

Omdat die gemete konsentrasies van die metale in die drie verskillende kompartemente van die tussengetygebied van Valsbaai (water, sediment en diereliggame) heelwat gevarieer het in beide ruimte en met die verloop van tyd, word die naspeur van patrone en tendense bemoeilik. Binning en Baird (2001), asook Greenfield *et al.* (2011), wys tereg op die probleme om betroubare, verteenwoordigende monsters van hierdie aard te verkry. Wat die sediment- en liggaamskonsentrasies van metale betref, was dit in feitlik alle gevalle aansienlik hoër as die konsentrasies in die water. Dit dui op 'n verhoging wat mettertyd kan lei tot betekenisvolle akkumulering van sommige metale in hierdie kompartemente, veral in die geval van nie-essensiële metale soos Cd, Pb en Ni wat nie normaalweg in diereliggame gereguleer word nie en as potensiële probleemmetale beskou kan word weens hulle toksiese eienskappe, ook vir Echinodermata soos seesterre (Coeteur *et al.* 2003). Uit 'n vergelyking van die gemiddelde Cd-konsentrasies in die liggame van die seesterre (gedurende al vier seisoene in al die lokaliteite) met dié van ander invertebrate in Valsbaai (Reinecke *et al.* 2012), blyk dat die kussingseesterre skynbaar minder Cd uit die omringende seewater geakkumuleer het as verskeie ander ongewerwelde tussengetydiere. Of dit hulle minder kwesbaar sou maak vir Cd, sal egter afhang van hul gevoeligheidsvlak vir die metaal. Dit kan egter wel beteken dat ander seestersoorte wat 'n meer predatoriese voedingswyse het en dus hoër op in die voedselketting voorkom, die heersende omgewingskonsentrasies meer korrek kan weerspieël as die kussingseester wat merendeels 'n mikrofage of herbivore voeder is. In vergelyking met byvoorbeeld filtervoeders soos mossels wat akkumuleerders van metale is (Watling & Watling 1976; Wepener *et al.* 2008), sal die kussingsterre waarskynlik minder geskik wees om as biomoniteerders van metaalkontaminasie te dien. Die verskynsel van biovermenigvuldiging van metale wat normaalweg ook volg op 'n predatoriese voedingswyse, kon dus nie uit hierdie studie van die dwergkussingseester afgelei word nie, waarskynlik omdat die spesie, anders as ander groter seestersoorte, eerder 'n algvreter is. Volgens Branch en Branch (1980) is die dwergkussingster 'n mikrofage aasvreter wat die maag uitstulp oor die rotswand en op diatome, spore, detritus en vermoedelik bakterieë voed. Dié outeurs het 'n baie klein persentasie van die kussingsterre gevind wat ook op dooie organismes voed.

As die individuele metings van die metale in die sediment van die verskillende versamelplekke vergelyk word, blyk dit dat dit dikwels in die hoogste konsentrasies voorgekom het in die sediment van versamelpunte wat digby nedersettings en fabrieke geleë is waar die menslike aktiwiteite die hoogste is. Dit onderskryf die bevinding van Sink *et al.* (2012) dat ontwikkeling langs die kuslyn 'n betekensivolle drukfaktor is op die biodiversiteit van die kusstreek. Dit kan miskien 'n aanduiding wees van die industriële vrylatings vanaf fabrieke, asook vanaf huise en paaie in die onmiddellike omgewing. Die jaarlikse gemiddelde konsentrasie van Cd was byvoorbeeld beduidend hoër in die sediment by Muizenberg as by enige van die ander lokaliteite in die baai. Soortgelyke betekenisvolle verskille in gemiddelde konsentrasies kon egter nie vir Pb en Ni aangetoon word nie, hoewel hoë, eenmalige, individuele metings in die sediment van Gordonsbaai en Muizenberg gevind is. Dit is bekend dat industriële vrylatings van tyd tot tyd by lokaliteit 1 (Strand) voorgekom het in die jare wat hierdie studie vooraf gegaan het (Taljaard *et al.* 2000). Ook by lokaliteit 4 (Muizenberg) het verskeie stormwater- en riooluitlate voorgekom wat by geleentheid kon bygedra het tot die sporadies verhoogde metaalvlakke in die sediment. Volgens Kinne (1984) bevat munisipale afvalwater dikwels swaar metale vanaf industrieë wat uiteindelik in die kuswaters beland.

Reinecke *et al.* (2009) verwys na die rol wat seisoenale veranderinge in windrigting kan speel om verskille in kontaminasievlakke tussen somer en winter te verklaar. Dít tesame met wisselvallige reënval en diffuse bronne (Neal *et al.* 2000) kan bydra tot die wisselende patroon in die verspreiding van metale in die seewater en bodemsediment.

Ook Greenfield *et al.* (2011) het in Richardsbaai se hawe bevind dat verhoogde konsentrasies van metale verband hou met spesifieke gebeurtenisse of insidente en afloop weens verhoogde reënval.

Wat die konsentrasies van essensiële metale (Cu en Zn) betref, het dit ook heelwat gevarieer tussen lokaliteite en tussen seisoene, maar het beduidende verskille in die gemiddelde waardes van die water en sediment nie tussen lokaliteite voorgekom nie. Tussen seisoene was die gemiddelde konsentrasie van Cu in die baai wel betekenisvol hoër gedurende die herfs. Dit kan moontlik daarop dui dat die seisoenale gebruik van Cu-bevattende biosiede soos byvoorbeeld koperoksichloried (Eijsackers *et al.* 2005) op die landbougewasse in die wateropvanggebiede hiertoe kon bygedra het met die aanvang van die reënseisoen. Die gemiddelde seisoenale Cu-konsentrasies in die liggame van die seesterre was deurgaans hoër as dié van die sediment, maar het nie gedui op buitengewone akkumulasie daarvan nie. Die omgewingskonsentrasies van Cu was waarskynlik sodanig dat die organismes dit kon reguleer (Rosen *et al.* 2008). Daar kan dus nie tot die slotsom gekom word dat die gebruik van Cu-bevattende plaagbeheermiddels in die opvanggebiede van die baai in die periode wat die studie voorafgegaan het, 'n bedreiging ingehou het vir die seesterre nie.

Verlaagde soutgehalte in die gebiede waar die Lourens-, Rooiels- en Kleinmondrivier in die baai uitmond (Reinecke *et al.* 2012), kon die biobeskikbaarheid van metale beïnvloed het (Cunningham 1979) omdat Hops (1990) aangetoon het dat 'n verlaging in soutgehalte tot 'n verlaging in die chloro-kompleksering van swaar metale lei. Die gevolg is dat die vrye ione meer biobeskikbaar is vir opname deur organismes. Dit kan dan die hoër konsentrasies in die sediment en organismes in hierdie lokaliteite verklaar gedurende die periodes van lae soutgehalte wat met verhoogde reënval en stroomvloei gepaard gaan. Reinecke *et al.* (2012) is van oordeel dat lokaliteite met 'n lae soutgehalte geassosieer kan word met hoë Cd-konsentrasies in die sagte weefsel van ander tussengetydiersoorte. Die vroeëre studie van Heinecken *et al.* (1983) in die opvanggebiede van Valsbaai het weinig metaalbesoedeling aangetoon vanaf die Rooielsrivier se opvanggebied (waar lokaliteit 5 geleë is).

Die hoogste gemete metaalvlakke in die water het soms tydens individuele opnames die teikenwaardes oortref wat deur die South African Marine Water Quality Standards aanbeveel word (Department of Water Affairs and Forestry [DWAF] 1996), veral by lokaliteite 3 en 4. (Kyk na Tabel 6 vir 'n vergelyking van die verskillende waardes). 'n Enkele gemete waarde vir Cd van 6.6 µg/L het byvoorbeeld die Suid-Afrikaanse teikenwaarde van 4 µg/L en ook dié van Australië, Nieu-Seeland en Europa oortref.

Metaalkonsentrasies in die sediment van Valsbaai was deurgaans hoër as in die kuswater en het baie in ruimte en tyd gevarieer. Die teenwoordigheid in en gemiddelde vlakke van metale in water, sediment en seesterliggame in Valsbaai was sodanig dat afgelei kan word dat blootstelling van seesterre aan nie-essensiële metale wel plaasvind en dat sekere metale soos byvoorbeeld Cd steeds met verloop van tyd in hierdie tussengetydiere sou kon akkumuleer tot vlakke wat moontlik nadelig kan wees vir die organismes en vir hulle predatore, afhangende van die metale se biobeskikbaarheid.

Die gebruik van basislyn-modelle soos meer onlangs deur Newman en Watling (2007) voorgestel, bied 'n meer verantwoordbare basis om metaalverryking in sediment teenoor basislyndata te beoordeel. Soos dié outeurs tereg daarop wys, is dit steeds nie 'n maatstaf van potensiële biologiese (ekotoksikologiese) beduidendheid wanneer die gemete metaalkonsentrasies hierdie modelle se voorspelde boonste limiete oortref nie. Die teenwoordigheid van hoë konsentrasies impliseer dus nie noodwendig nadelige biologiese effekte nie omdat baie faktore in 'n bepaalde omgewing die biobeskikbaarheid van die metale kan beïnvloed het. Weens die omvangryke variasie in metaal-konsentrasies in sediment kan absolute konsentrasies van metale nie as uitsluitlike aanduidings van besoedeling deur menslike aktiwiteite in 'n bepaalde area geld nie (Orr 2007). Van universele agtergrondkonsentrasies en riglyne vir optrede kan daar in elk geval nie sprake wees nie weens die verskillende oorspronge van en toestande waarin sediment gevorm word. Kwantifisering van metaalbesoedeling in sediment is gevolglik nie in hierdie studie op die KF-wyse gedoen nie omdat werklike, vroeëre basislyn-gegewens oor die betrokke metale by die betrokke versamelpunte in Valsbaai nie bekend is nie en buitendien hoogs veranderlik kan wees met verloop van tyd.

Die situasie behoort gereeld, indien nie deurlopend nie, gemoniteer te word sodat 'n behoorlike risiko-analise, wanneer nodig, uitgevoer kan word. Meer basislyn-inligting soos ook deur Newman en Watling (2007) voorgestel, is nodig. Eers dan kan maatreëls betyds getref word om seesterre en ander organismes se voortbestaan in Valsbaai se tussengetygebied noukeurig te beoordeel en te beveilig. Indien vlakke van die sogenaamde probleemmetale soos Cd and Pb enigsins verder sou styg, in samehang met veranderde omgewingsfaktore

TABEL 6: 'n Vergelyking tussen die hoogste gemiddelde en hoogste individuele gemete metaalkonsentrasies (µg/L) per lokaliteit in die tussengety-kuswater van Valsbaai en Suid-Afrika en ander lande se teiken- of riglynwaardes.

Metaal	Suid-Afrika[a]	ANZECC[b]	EG[c]	Metings per lokaliteit in hierdie studie†	
				Individueel	Gemiddeld
Kadmium (Cd)	4	2	2.5	6.6	2.80
Koper (Cu)	5	5	5.0	2.3	1.04
Nikkel (Ni)	25	-	-	5.2	1.80
Lood (Pb)	12	5	15.0	10.1	5.00
Sink (Zn)	25	50	40.0	30.1	18.28

Sources: (a) SA marienewaterkwaliteit-riglyne, Department of Water Affairs and Forestry (DWAF), 1996, *South African water quality guidelines for coastal marine waters*', Dept of Water Affairs and Forestry, Pretoria; (b) Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC), 1992, *Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters*, National Water Quality Management Strategy Paper No 4, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra; (c) Vroeëre Europese Gemeenskapsriglyne volgens O.S. Fatoki & S. Mathabatha, 2001, 'An assessment of heavy metal pollution in the East London and Port Elizabeth harbours', *Water SA* 27, 233–240 asook AURIS, 1994, 'Removal and disposal of Brent Spar: A safety environmental assessment of the options. Transport and transformations of petroleum: Biological processes', in R. Bartha & R.M. Atlas (eds.), *Long-term Environmental Effects of Offshore Oil and Gas Development*, pp. 287–341, Elsevier Applied Science, London and New York
Nota: Intussen verlaag vir prioriteitstowwe soos Pb en Cd (Directive 2008/105/EC).
†Hoogste individuele en gemiddelde metings per lokaliteit in Valsbaai.

doi:10.4102/satnt.v32i1.394

wat die biobeskikbaarheid van die metale kan verhoog, kan meer nadelige effekte verwag word. Getuienis uit die onlangse literatuur dui daarop dat die metale wel teen vergelykbare konsentrasies nadelige biologiese effekte uitoefen op seesterre en ander tussengetydiere in gebiede soos onder andere die besoedelde Scheldt-estuarium (De Wolf *et al.* 2000, 2005; Funes *et al.* 2006; Wepener *et al.* 2008; Moureaux *et al.* 2011).

Reaksies van ekostelsels op chroniese chemiese besoedeling van 'n diffuse aard (Posthuma *et al.* 2006), is kompleks en die sporadiese oorskryding van toelaatbare norme of teikenwaardes (DWAF 1996) van omgewingskonsentrasies beteken nie dat werklike risiko sonder meer afgelei kan word nie. Norme of riglyne is bedoel om voorkomend te wees, en is normaalweg gebaseer op laboratoriumtoetse waarin die reaksie van 'n sogenaamde 'standaardspesie' op 'n enkele stof gemeet is. Die rol wat mengsels van chemiese stowwe (Odendaal & Reinecke 2004) in die natuur in plaaslike omstandighede speel (Reinecke *et al.* 2009) is nie daarin verdiskonteer nie en 'n teikenwaarde kan dus nie as absolute maatstaf geld nie en hoogstens as riglyn dien. Hoewel dit dus uit die huidige studie (Tabel 6) blyk dat hier in Valsbaai sporadies sprake was van oorskryding van neergelegde omgewingsnorme (DWAF 1996; Fatoki & Mathabhata 2001) vir sekere van die metale, kan die werklike risiko vir die seesterre nie sonder meer gekonstateer word nie. Daar behoort eers meer indringend na die totaliteit van ekologiese faktore en hul rol as meervoudige stressors op 'n lokaliteitspesifieke wyse gekyk te word voordat die risiko met groter sekerheid bepaal kan word. In die toekoms sal die nadruk meer spesifiek moet val op ekologiese effekte wat stresfaktore op bevolkings- en gemeenskapsvlak uitoefen, maar geïnterpreteer in samehang met inligting oor vroeë, suborganismiese biomerker-response (Maboeta *et al.* 2003; Reinecke *et al.* 2007). Daar sal veral, naas die rol van chemiese stressors, gelet moet word op die totaliteit en veranderlikheid van hierdie bydraende stresfaktore (Van Straalen 2003) omdat 'n komplekse verskeidenheid van sodanige faktore betrokke kan wees. Die beoordeling van die risiko vereis dus betroubare inligting oor sowel blootstelling as effekte voordat daar sprake kan wees van remediërende of strenger voorkomende handelinge. Toetse om die gevoeligsheidsvlakke van seesterre vas te stel op sellulêre of subsellulêre vlak soos vir mossels (Risso-de Faverney *et al.* 2010) sou reeds 'n vroeë aanduiding kon bied of hierdie metale wel teen huidige omgewingskonsentrasies as betekenisvolle stresfaktore optree. Aan die ander kant sal toesig en kontrole oor watter metale (en die hoeveelhede) direk én indirek in Valsbaai gestort word, as voorkomende voorsorgmaatreël, 'n aanduiding bied van potensiële risiko.

Erkenning

Die studie is finansieel ondersteun deur 'n toekenning van die Nasionale Navorsingstigting (NRF) en die Universiteit van Stellenbosch. Enige menings, bevindinge of aanbevelings wat uitgespreek word, is dié van die outeurs. Ons erken met dank die bydrae van NP Mdzeke tot die aanvanklike versameling van monsters.

Outeursbydrae

Beide outeurs was verantwoordelik vir die insameling van die gegewens en die chemiese analises en A.J.R. (Universiteit van Stellenbosch) het die manuskrip geskryf en geredigeer. S.A.R. (Universiteit van Stellenbosch) het die gegewens statisties ontleed en beide outeurs het die literatuurstudie onderneem en die gegewens geïnterpreteer.

Mededingende belange

Die outeurs verklaar hiermee dat hulle geen finansiële of persoonlike verbintenis het met enige party wat hulle nadelig kon beïnvloed in die skryf van hierdie artikel nie.

Literatuurverwysings

Apeti, D.A., Lauenstein, G.G. & Riedel, G.F., 2009, 'Cadmium distrubution in coastal sediments and molluscs in the US', *Marine Pollution Bulletin* 58, 1016–1024. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.02.013, PMid:19342067

AURIS, 1994, 'Removal and disposal of Brent Spar: A safety environmental assessment of the options. Transport and transformations of petroleum: Biological processes', in R. Bartha & R.M. Atlas (eds.), *Long-term Environmental Effects of Offshore Oil and Gas Development*, pp. 287–341, Elsevier Applied Science, London and New York. PMid:8062112

Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC), 1992, *Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters*, National Water Quality Management Strategy Paper No 4, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra.

Babukutti, Y. & Chacko, J., 1995, 'Chemical partitioning and bioavalability of lead and nickel in the estuarine system', *Environonmental Toxicology and Chemistry* 14, 427–434. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620140312

Barcellos, C. & Lacerda, L.D., 1994, 'Cadmium and Zinc source assessment in the Sepitiba Bay and Basin region', *Environmental Monitoring and Assessment* 29, 183–199. http://dx.doi.org/10.1007/BF00546874

Binning, K. & Baird, D., 2001, 'Survey of heavy metals in the sediments of the Swartkops River Estuary, Port Elizabeth South Africa', *Water SA* 27, 461–466. http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v27i4.4958

Botton, M.L., Johnson, K. & Helleby, L., 1998, 'Effects of copper and zinc on embryos and larvae of the horseshoe crab', *Limulus polyphemus*. *Environmental Contamination and Toxicology* 35, 25–32. http://dx.doi.org/10.1007/s002449900344, PMid:9601915

Branch, G.M., Branch, M. L., 1980, 'Competition between *Cellana tramoserica* (Sowerby) (Gastropoda) and *Patirriela exigua* (Lamarck) (Asteroidea) and influence on algal standing stock', *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 48, 35–49. http://dx.doi.org/10.1016/0022-0981(80)90005-2

Branch, G.M., 1974, 'The ecology of *Patella* from the Cape Peninsula, South Africa, 3: Growth rates', *Transactions of the Royal Society of South Africa* 41, 161–193. http://dx.doi.org/10.1080/00359197409520069

Brown, A.C., 1987, 'Marine pollution and health in South Africa', *South African Medical Journal* 21, 244– 248.

Bu-Olayan, A.H. & Subrahmanya, M.N.V., 1998, 'The effect of size upon metal content of the lobster (*Thenus orientalis*) from Kuwait marine environment', *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 61, 175–181. http://dx.doi.org/10.1007/s001289900745, PMid:9702373

Burger, J., 2008, 'Assessment and management of risk to wildlife from Cd', *Science of the Total Environment* 389, 37–45. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.037, PMid:17910979

Chindah, A.C., Braide, S.A., Amakiri, J. & Chikwendu, S.O.N., 2009, 'Heavy metal concentrations in sediment and periwinkle – *Tympanotonus fuscastus* in the different ecological zones of Bonny River System, Niger Delta, Nigeria', *The Open Environmental Pollution and Toxicology Journal* 1, 93–106. http://dx.doi.org/10.2174/1876397900901010093

Chung, K.E., Fulten, M.H. & Scott, G.I., 2007, 'Use of the juvenile clam *Mercenaria mercenaria* as a sensitive indicator of aqueous and sediment toxicity', *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 333–340. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.10.009, PMid:17239949

Cloete, C.E. & Watling, R.J., 1981, South African Marine Pollution Monitoring Programme 1979–1982. *Pretoria National Programme for Environmental Sciences*, Report No 51.

Coeteur, G., Gosselin, P., Wantier, P., Chambost-Manciet, Y., Danis, B., Pernet, P., Warnau, M. & Dubois, P., 2003, 'Echinoderms as bioindicators, bioassays, and impact assessment tools of sediment-associated metals and PCBs in the North Sea', *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45, 190–202. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-003-0199-x

Cunningham, P.H., 1979, 'The use of bivalve molluscs in heavy metal pollution research, in W.B. Vernberg, A.C.F. Thurberg & F.J. Vernberg (eds.), *Marine Pollution: Functional Responses*, Academic Press, London, pp. 183–221. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-718260-5.50014-1

De Wolf, H., Backeljou, T. & Blust, R., 2000, 'Heavy metal accumulation in the periwinkle *Littorina littorea* along a pollution gradient in the Scheldt estuary', *Science of the Total Environment* 262, 111–121. http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00601-X

De Wolf, H., Van den Broeck, H., Qadah, D., Backeljou, T. & Blust, R., 2005, 'Temporal trends in soft tissue metal levels in the periwinkle *Littorina littorea* along the Scheldt estuary (The Netherlands)', *Marine Pollution Bulletin* 50, 479–484. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.01.020, PMid:15823312

DEAT, 1985, Annual Report # 53, *Marine Development*, DEAT, Cape Town.

Dobrovoljc, K., Falnoga, I., Bulog, B., Tušek-Žnidarič M. & Ščančar, J., 2003, 'Hepathic metallothioneins in neotenic salamanders, *Proteus anguinus* and *Necturus maculosus* (Amphibia, Caudata)', *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology* 135, 285–294. http://dx.doi.org/10.1016/S1532-0456(03)00118-2

Department of Water Affairs and Forestry (DWAF), 1996, *South African water quality guidelines for coastal marine waters*', Dept of Water Affairs and Forestry, Pretoria.

Eijsackers, H., Beneke, P., Maboeta, M., Louw, J.P.E. & Reinecke, A.J., 2005, 'The implication of copper fungicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality', *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62, 99–111. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.02.017, PMid:15978295

El-Sammak, A.A. & Aboul-Kassim, T.A., 1999, 'Metal pollution in the sediments of Alexandria region, southeastern Mediterranean, Egypt', *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 63, 263–270. http://dx.doi.org/10.1007/s001289900975, PMid:10441645

Fatoki, O.S. & Mathabatha, S., 2001, 'An assessment of heavy metal pollution in the East London and Port Elizabeth harbours', *Water SA* 27, 233–240.

Funes, V., Alhama, J., Navas, J.I. López-Barea, J. & Peinado, J., 2006, 'Ecotoxicological effects of metal pollution on two mollusc species from the Spanish South Atlantic littoral', *Environmental Pollution* 139, 214–223. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.016, PMid:16054738

Goering, P.L., Waalkes, M.P., Klaassen, C.D., 1995, 'Toxicology of cadmium, in R.A. Goyer, M.G. Cherian (eds.), *Toxicology of Metals. Biochemical Aspects*, Springer, Berlin, pp. 189–214. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-79162-8_9

Greenfield, R., Wepener,V., Degger, N. & Brink, K., 2011, 'Richards Bay harbour: Metal exposure over the last 34 years', *Marine Pollution Bulletin* 62, 1926–1931. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.026, PMid:21722924

Heinecken, T.J.E., Bickerton, I.B. & Heydon, A.E.F., 1983, 'A summary of studies of the pollution input of rivers and estuaries entering False Bay', CSIR Report/SEA 8031, Stellenbosch.

Herkovits, T., Perez-Coll, C.S., Herkovits, F.D., 2000, Evaluation of zinc-nickel interactions by means of bioassays with amphibian embryos, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 45, 266–273. http://dx.doi.org/10.1006/eesa.1999.1857, PMid:10702346

Hops, J.M., (1990), 'Effect of industrial and domestic effluents on the settlement, growth, reproduction and mortality of the brown mussel *Perna perna* in the outlet of the Papenskuil Rivier, Algoa Bay, South Africa', MSc thesis, University of Port Elizabeth.

Kinne, O., (1984), *Marine Ecology*, John Wiley & Sons, New York.

Maboeta, M.S., Reinecke, S.A. & Reinecke, A.J., 2003, 'Linking lysosomal biomarker and population responses in a field population of *Aporrectodea caliginosa* (Oligochaeta) exposed to the fungicide copper oxychloride,' *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56, 411–418. http://dx.doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00087-8

Maritz, N.J. & Swanepoel, J.J., 1998, 'Chemical analysis of dredged silt from Port Elizabeth harbour', Laboratory Building, Braamfontein, Johannesburg, Report No CL 41.

McCally, M., 2002, 'Human health and heavy metals exposure', in McCally, M., *The environment and human health*, MIT Press, New York.

Mdzeke, N.P., 2004, 'Contamination levels in and cellular responses of intertidal invertebrates as biomarkers of toxic stress caused by heavy metal contamination in False Bay', PhD thesis, University of Stellenbosch.

McGeer, J., Henningsen, G., Lanno, R., Fisher, N., Sappington, K., Drexler, J., 2004, 'Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals,' U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

Morgan A.J., Morris, B., 1982, 'The accumulation and intracellular compartmentation of cadmium, lead, zinc and calcium in two earthworm species (*Dendrobaena rubida* and *Lumbricus rubellus*) living in highly contaminated soil', *Histochemistry* 75, 269–285. http://dx.doi.org/10.1007/BF00496017, PMid:7129969

Moureaux, C., Simon, J., Mannaerts, G., Catarino, A.I., Pernet, P. & Dubois, P., 2011, 'Effects of field contamination by metals (Cd, Cu, Pb, Zn) on biometry and mechanics of echinoderm ossicles', *Aquatic Toxicology* 105, 698–707. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.09.007, PMid:21996256

Nassiri, Y., Wery, J., Manscot, J.L., Ginsburger-Vogel, T., 1997, 'Cadmium bioaccumulation in *Tetraselmis suecica*: an electron energy loss spectroscopy study', *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33, 156–161. http://dx.doi.org/10.1007/s002449900237, PMid:9294243

Neal, C., Jarvie, H.P., Whitton, B.A. & Gemmell, J., 2000, 'The water quality of the River Wear, northeastern England', *Science of the Total Environment* 251, 153–172. http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00408-3

Newman, B.K. & Watling, R.J., 2007, 'Definition of baseline metal concentrations for assessing metal enrichment of sediment from the south-eastern Cape coastline of South Africa', *Water SA* 33, 675– 691.

Odendaal, J.P., & Reinecke, A.J., 2004, Effect of metal mixtures (cadmium and zinc) on body weight of terrestrial Isopods', *Archives of Contamination and Toxicology* 46, 377–384.

Orr, K.K., 2007, 'Spatial and temporal variations in metals in the sediment and water of selected eastern Cape estuaries, South Africa', MSc Thesis, Rhodes University.

Posthuma, L., Eijsackers, H. & Vijver, M., 2006, 'Toxische stoffen, normen en ecologische risico's – hoe zit dat?' *Milieu Dossier* 7, 19– 23.

Risso-de Faverney, C., Guibbolini-Sabatier, M.E., Francour, P., 2010, 'An ecotoxicological approach with transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for assessing the impact of tyre reefs immersed along the NW Mediterranean Sea', *Marine Environmental Research* 70,87–94. http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.03.007, PMid:20400174

Reinecke, S.A. & Reinecke, A.J., 2007, 'The impact of organophosphate pesticides in orchards on earthworms in the Western Cape, South Africa', *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66, 244–251. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.10.006, PMid:16318873

Reinecke, A.J., Mdzeke, N.P. & Reinecke, S.A., 2009, 'Kadmium in Valsbaai: voorkoms, opname en verspreiding in en ekskresie deur die mariene slak *Oxystele tigrina* (Mollusca)', *Suid Afrikaanse Tydskrif vir Natuurwetenskap en Tegnologie* 28, 101–118.

Reinecke, A.J., Mdzeke, N.P. & Reinecke, S.A., 2012, 'Spatial and temporal variation in cadmium body loads of four intertidal invertebrates from False Bay, South Africa', *African Zoology* 47, 12–25. http://dx.doi.org/10.3377/004.047.0121

Rosen, G., Rivera-Duarte, I., Chadwick, D.B., Ryan, A., Santore, R.C., Paquin, P.R., (2008), 'Critical tissue copper residues for marine bivalve (*Mytilus galloprovincialis*) and echinoderm (*Strongylocentrotus purpuratus*) embryonic development: conceptual, regulatory and environmental implications', *Marine Environmental Research* 66, 327–336. http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.05.006, PMid:18579199

Schulz, R., Peall, S.K.C., Dabrowski, J.M. & Reinecke, A.J., 2001a, 'Current-use insecticides, phosphates and suspended solids in the Lourens River, Western Cape, during the first rainfall event of the wet season', *Water SA* 27, 65–70.

Schulz, R., Peall, S.K.C., Dabrowski, J.M. & Reinecke, A.J., 2001b, 'Spray deposition of two insecticides into surface waters in a South African orchard area', *Journal of Environmental Quality* 30, 814–822. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.303814x, PMid:11401270

Sink, K., Holness, S., Harris, L., Majiedt, P., Atkinson, L., Robinson, T., Kirkman, S., Hutchings, L., Leslie, R., Lamberth, S., Kerwath, S., Von der Heyden, S., Lombard, A., Attwood, C., Branch, G., Fairweather, T., Taljaard, S., Weerts, S., Cowley, P., Awad, A., Halpern, B., Grantham, H., Wolf, T., 2012, *National Biodiversity Assessment 2011: Technical Report*, vol. 4: Marine and Coastal Component. South African National Biodiversity Institute, Pretoria, p. 325.

Taljaard, S., Van Ballengooyen, R.C. & Morant, P.D., 2000, 'False Bay water quality review', CSIR Report Env-S-C 2000-086/1, Stellenbosch.

Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R. & Jeffrey, D.W., 1980, 'Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index', *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 33, 566–576. http://dx.doi.org/10.1007/BF02414780

Van der Merwe, I.J., Vlok, A-C & Van der Merwe, J.H., 1991, 'Land use and population characteristics in the False Bay coastal frame,' *Transactions of the Royal Society of South Africa* 47, 419–431.

Van Straalen, N.M., (2003), 'Ecotoxicology becomes Stress Ecology', *Environmental Science and Technology*, September, 324–330. http://dx.doi.org/10.1021/es0325720

Watling, R.J. & Watling, H.R., 1979, 'Metal surveys in South African estuaries: I. Swartkops estuary', CSIR Special Report FIS 183, 1–79.

Webb, M., 1979, *The chemistry and biology of cadmium*, Elsevier, New York.

Wepener, V., Bervoets, L., Mubiana, V. & Blust, R., 2008, 'Metal exposure and biological responses in resident and transplanted blue mussel (*Mytilus edulis*) from the Scheldt estuary', *Marine Pollution Bulletin* 57, 642–631. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.03.030, PMid:18471835