



Bepalen van het Maximaal Ecologisch Potentieel en het Goed Ecologisch Potentieel voor het waterlichaam Antwerpse Havendokken en Schelde-Rijn verbinding

K 2086

Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen

19 november 2008

Eindrapport

817965



HASKONING BELGIUM BVBA

Hanswijkdries 80

B-2800 Mechelen

+32 (0)15 405656

015/405657

info@haskoning.be

www.royalhaskoning.com

Telefoon

Fax

E-mail

Internet

Documenttitel	Bepalen van het Maximaal Ecologisch Potentieel en het Goed Ecologisch Potentieel voor het waterlichaam Antwerpse Havendokken en Schelde-Rijn verbinding K 2086
Verkorte documenttitel	MEP/GEP Havendokken Antwerpen
Status	Eindrapport
Datum	19 november 2008
Projectnaam	MEP/GEP Havendokken Antwerpen
Projectnummer	817965
Opdrachtgever	Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen Sofie Bracke
Referentie	817965/R/873173/Mech

Auteur(s)	Annemie Pals, Bart Vercoutere
Collegiale toets	
Datum/paraaf	
Vrijgegeven door	
Datum/paraaf	
Coverfoto	Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen

INHOUDSOPGAVE

	Blz.
0 SAMENVATTING	1
1 INLEIDING	3
1.1 Doel van studie	3
1.2 Kaderrichtlijn Water	3
1.3 Praagse methode	5
1.4 Afbakening van het studiegebied	8
1.5 Beschrijving methodiek	10
2 HUIDIGE SITUATIE	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Hydromorfologie	13
2.2.1 Hydromorfologie	13
2.2.2 Waterhuishouding	17
2.3 Fysico-chemie	20
2.3.1 Algemene beschrijving	20
2.3.2 Algemene fysico-chemie	21
2.3.3 Specifieke verontreinigende stoffen	25
2.4 Biotische gegevens	26
2.4.1 Macro-invertebraten	27
2.4.2 Vissen	32
2.4.3 Fytoplankton	41
2.4.4 Fytobenthos	44
2.5 Samenvatting huidige toestand	46
3 VERGELIJKING MET ANDERE WATERLICHAMEN	47
3.1 Natuurlijke waterlichamen	47
3.2 Andere havengebieden	49
4 MAATREGELEN	50
4.1 Inleiding	50
4.2 Inventarisatie mitigerende maatregelen	50
4.2.1 Maximaal maatregelenpakket	50
4.2.2 Overzicht uitgevoerde, geplande en nieuwe maatregelen	60
4.3 Sociaal-economische gevolgen mitigerende maatregelen	60
4.4 Milieueffecten mitigerende maatregelen	61
4.5 Maatregelenpakket MEP	61
5 VOORSTEL MEP	63
5.1 Uitgangspunten	63
5.2 MEP hydromorfologie	64
5.3 MEP fysico-chemie	67
5.4 MEP biologie	68
5.4.1 Macro-invertebraten	69
5.4.2 Vissen	70
5.4.3 Fytoplankton	73
5.4.4 Fytobenthos	73

6	VOORSTEL GEP	76
6.1	Inleiding	76
6.2	Effectiviteit maatregelen	79
6.3	Maatregelenpakket GEP	79
6.4	GEP fysico-chemie en hydromorfologie	81
6.5	GEP biologie	81
6.5.1	Macro-invertebraten	81
6.5.2	Vissen	81
6.5.3	Fytoplankton	82
6.5.4	Fytobenthos	83
6.6	Samenvatting GEP	83
6.7	Vergelijking GEP met doelen beschermde gebieden	84
7	KOSTEN-EFFECTIVITEITS ANALYSE	85
7.1	Inleiding	85
7.2	Bepaling kosteneffectiviteit van de maatregelen (KEA)	85
7.2.1	Methode	85
7.2.2	Resultaten KEA	87
7.3	Overweging van de uit te voeren maatregelen	88
7.3.1	Inleiding	88
7.3.2	Aandachtspunten buiten het GEP maatregelenpakket	89
7.3.3	Het prioriteren van de GEP maatregelen	91
7.3.4	Aanpassing GEP	93
8	BEPALEN EKR	94
8.1	Inleiding	94
8.2	Bepaling EKR	94
8.3	Eindbeoordeling waterlichaam	94
9	LIJST VAN DE GEBRUIKTE AFKORTINGEN	95
10	REFERENTIES	96

FIGUREN

Figuur 2.1: Overzicht meetpunten VMM

Figuur 2.2: Ruimtelijke variatie fysico-chemie

Figuur 2.3: Geleidbaarheid, chloride, pH en temperatuur op verschillende dieptes in de dokken

Figuur 2.4: Temporele variatie fysico-chemie

Figuur 2.5 Biotische index en chlorofyl a concentraties

Figuur 2.6: Overzicht staalnameplaatsen macro-invertebraten, fyto-benthos en fytoplankton

Figuur 2.7: Overzicht staalnameplaatsen visbemonsteringen

Figuur 2.8: Verdeling fytoplankton in typen voor mei en juni

BIJLAGEN

Bijlage 1: Concentraties specifieke verontreinigende stoffen (maart 2008)

Bijlage 2: Fytobenthos uit de Antwerpse dokken

Bijlage 3: Uitgebreide beschrijving maatregelen

Bijlage 4: Waterlichaamspecifieke maatregelen voor de havendokken

Bijlage 5: Verslagen van stuurgroepvergaderingen

In opdracht van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen en in nauwe samenwerking met de Vlaamse Milieumaatschappij beoogt deze studie, in uitvoering van de bepalingen van de Europese Kaderrichtlijn Water, het bepalen van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP), het Goed Ecologische Potentieel (GEP) alsook de maatregelen nodig om het GEP te behalen tegen 2015 voor het waterlichaam van de Antwerpse havendokken gelegen op de linker- en rechterscheldeoever.

Sinds eind 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water van kracht. Deze richtlijn heeft tot doel er voor te zorgen dat de kwaliteit van alle Europese oppervlakte- en grondwaterlichamen tegen 2015 in goede staat zou verkeren. Daarbij gaat de aandacht niet enkel uit naar de fysisch-chemische toestand van het water maar vooral ook naar de ecologische toestand. Om vast te stellen of een waterlichaam ecologisch in goede staat verkeert, worden doelen (cf. MEP/GEP) opgesteld waarmee de huidige toestand vervolgens kan worden vergeleken.

Het Vlaamse waterlichaam 'Antwerpse Havendokken + Schelde-Rijnverbinding' is een kunstmatig waterlichaam. Voor dit unieke type van waterlichaam dienen waterlichaamspecifieke ecologische doelen te worden afgeleid die rekening houden met de fysieke (hydromorfologische) toestand. Deze doelen worden samengevat in het maximaal ecologisch potentieel (streefdoel). Dit kan gedefinieerd worden als het potentieel voor natuurlijke processen om zich binnen bepaalde grenzen zo goed mogelijk te ontplooiën. Op basis van dit maximaal ecologisch potentieel (MEP) wordt vervolgens het goed ecologisch potentieel (GEP) afgebakend. Dit GEP komt overeen met het ecologisch potentieel dat gehaald kan worden mits maximaal maatschappelijk haalbaar geachte inspanningen.

Voor het bepalen van deze doelstellingen wordt in deze studie gebruik gemaakt van de zogenaamde 'Praagse methode'. Hierbij wordt vertrokken vanuit de huidige toestand van het waterlichaam. Deze methode is beter geschikt voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen. Vervolgens wordt een maatregelenpakket bepaald om de ecologische toestand van het waterlichaam te verbeteren. De toestand die kan bereikt worden wanneer alle maatregelen maximaal uitgevoerd worden is dan het MEP. Het GEP wordt vervolgens bepaald als die toestand die bereikt wordt wanneer de niet-effectieve maatregelen weggelaten worden.

In hoofdstuk 2 van het rapport wordt de huidige toestand van het waterlichaam beschreven. We stellen vast dat wat betreft hydromorfologie de havendokken volledig zijn aangepast aan hun functie, zijnde scheepvaart met inbegrip van havenfaciliteiten: de 'oevers' zijn verhard, de dokken zijn diep en het peil wordt vrij constant gehouden. Dit heeft een impact op de ecologische toestand. Gezien het gaat om functionele ingrepen nodig voor de functie die het waterlichaam vervult zijn niet eender welke maatregelen om de hydromorfologische/ecologische kwaliteit te verbeteren mogelijk. Voor het MEP en GEP wordt er naar gestreefd de huidige structuurkwaliteit ten minste te behouden en waar mogelijk te verhogen, zonder de havenexploitatie en -ontwikkeling te hinderen.. Hieromtrent zullen pilootprojecten worden opgestart om de haalbaarheid van de voorgestelde GEP maatregelen verder te onderzoeken.

Fysico-chemisch is de huidige toestand van de havendokken vrij goed. Enkel het nutriëntgehalte is hoger dan de norm voor een goede ecologische kwaliteit, maar gezien dit ook geldt voor de meeste andere Vlaamse waterlichamen kan men niet spreken van

een havenspecifiek probleem. Ook voor parameters als het geleidend vermogen en het chloridegehalte liggen de waarden hoger dan de norm, maar dit is te wijten aan de verbinding met de Schelde en wijst dus niet op een slechte waterkwaliteit. Wat betreft de kwaliteit van de waterbodems is de toestand minder goed. Hier wijken de waarden sterk af van de referentie.

De MEP en GEP bepaling is vertrokken van de normen (GET) voor licht brakke meren aangezien de Antwerpse havendokken op deze wijze zijn getypeerd. Er worden echter wel afwijkingen voorgesteld voor de parameters geleidbaarheid, chloride- en sulfaatgehalte en doorzicht die rekening houden met het specifieke karakter van het waterlichaam (verbinding met de Schelde en scheepvaart).

Wanneer de waterkwaliteit beoordeeld wordt aan de hand van de biologische kwaliteitselementen, is het beeld dat verkregen wordt afhankelijk van het biologische kwaliteitselement dat beschouwd wordt. Op basis van het fytoplankton en fytobenthos lijkt de kwaliteit goed te zijn. De aangetroffen organismen zijn typisch voor brakke/estuariene waters. Wanneer naar de vissen gekeken wordt, blijkt echter dat de havendokken op een aantal punten niet zo goed scoren. Zo zijn er te veel roofvissen in verhouding met prooivissen. Ook ontbreken een aantal soorten die typisch zijn voor meren met een goede waterkwaliteit. Deze soorten zijn echter niet te verwachten in brak water met een geringe oppervlakte aan vegetatie waardoor het ontbreken ervan ook geen goede indicatie is voor de waterkwaliteit in de havendokken. De meeste frequent aangetroffen soorten zijn paling, snoekbaars, brasem, blankvoorn en bot. De havendokken blijken een belangrijke functie te hebben voor de doortrek van diadrome soorten omwille van hun ligging tussen het Schelde-estuarium en de zoete hinterland waterlopen. De macro-invertebraten gemeenschap wijkt sterk af van wat verwacht wordt in een brak meer. Dit is voornamelijk te wijten aan een hoog aantal niet-inheemse soorten zoals de Chinese wolhandkrab die mogelijks via ballast water van schepen vervoerd werd. Ook de totale soortenrijkdom en diversiteit zijn erg laag. Algemeen scoren de havendokken bijgevolg 'slecht' omwille van het 'one out, all out' principe.

Voor het MEP en GEP voor fytoplankton en fytobenthos worden grotendeels de doelstellingen voor (natuurlijke) licht brakke meren behouden. Voor fytobenthos zijn dit wel de doelstellingen uit Nederland gezien nog geen Vlaamse doelstellingen voor dit type meer voorhanden waren tijdens het uitvoeren van deze studie. Voor vissen en macro-invertebraten werden alternatieve, 'havenspecifieke' maatlaten ontwikkeld die beter aansluiten bij het unieke ecologische systeem van de havendokken. Voor deze groepen wijken de havendokken immers te ver af van typische meren. Bovendien bleven bij de normale maatlaten belangrijke ecologische functies van de havendokken (zoals de functie als doortrekplaats voor vissen) onderbelicht. Voor vissen wordt gestreefd naar een goede doortrekfunctie en een evenwichtigere samenstelling van de gemeenschap. Voor macro-invertebraten wordt voornamelijk gestreefd naar een hogere diversiteit en een meer stabiele gemeenschap.

Twaalf GEP maatregelen werden tenslotte voorgesteld. De meesten (6) hebben tot doel het verbeteren van de structuurkwaliteit binnen de grenzen gesteld door de functies die dit waterlichaam voor de mens vervult. De overige maatregelen zijn divers: vermijden van resuspensie sediment gezien de huidige waterbodemkwaliteit, vispassages aanleggen, verhogen alertheid voor invasieve niet-inheemse soorten, etc.

1 INLEIDING

1.1 Doel van studie

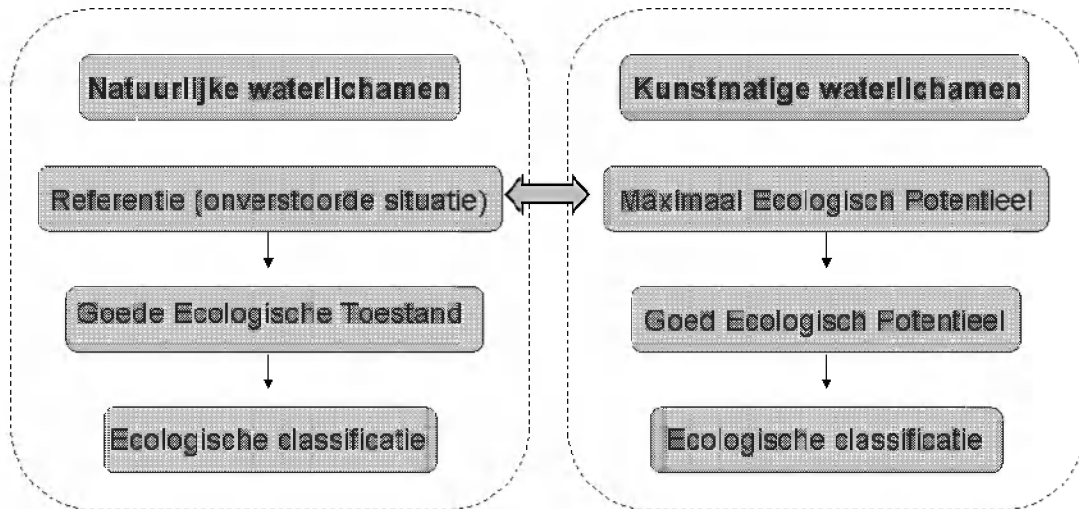
In opdracht van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen en in nauwe samenwerking met de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), de bevoegde administratie in Vlaanderen voor de implementatie van de Kaderrichtlijn Water, beoogt deze studie het bepalen van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) en het Goed Ecologische Potentieel (GEP) alsook de maatregelen nodig om het GEP te behalen tegen 2015 voor het Vlaamse Waterlichaam VL05_187 de 'Antwerpse Havendokken + Schelde-Rijnverbinding' conform de bepalingen van het bestek K2086.

1.2 Kaderrichtlijn Water

Sinds eind 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht. Deze richtlijn heeft tot doel er voor te zorgen dat de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa tegen 2015 in goede staat verkeert. In Vlaanderen is deze richtlijn vertaald in het Decreet Integraal Waterbeleid. Daarbij gaat de aandacht niet enkel uit naar de fysisch-chemische toestand van het water maar vooral ook naar de ecologische toestand. Om vast te stellen of een waterlichaam ecologisch in goede staat verkeert, worden doelen opgesteld waarmee de huidige toestand kan worden vergeleken. De doelen die voor een waterlichaam worden afgeleid, bepalen als het ware de gewenste ecologische toestand (te behalen tegen 2015).

In Vlaanderen zijn veel van de waterlichamen echter niet meer in een natuurlijke toestand. Omwille van hun functie zijn deze namelijk sterk veranderd of kunstmatig. Voor deze categorieën van waterlichamen dienen waterlichaamspecifieke ecologische doelen te worden afgeleid, afhankelijk van de fysieke (hydromorfologische) veranderingen. Deze doelen worden samengevat in het maximaal ecologisch potentieel (streefdoel). Dit kan gedefinieerd worden als het potentieel voor natuurlijke processen om zich binnen bepaalde grenzen zo goed mogelijk te ontplooien. Op basis van dit maximaal ecologisch potentieel (MEP), wordt vervolgens het goed ecologisch potentieel (GEP) afgebakend. Dit GEP komt overeen met het ecologisch potentieel dat gehaald kan worden mits maximaal maatschappelijk haalbaar geachte inspanningen. Het afbakenen van het MEP en GEP is de verantwoordelijkheid van de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW). Deze afbakening wordt voorbereid door de CIW-subwerkgroep "doelstellingen oppervlaktewater" onder het voorzitterschap van de heer Henk Maeckelberghe van de Vlaamse Milieumaatschappij. De beheerder van het waterlichaam speelt eveneens een belangrijke rol om de doelen te helpen realiseren door het uitvoeren van bepaalde maatregelen.

Illustratie 1.1: Afbakening van de referentieomstandigheden in natuurlijke en kunstmatige waterlichamen (naar Brys et al., 2005)



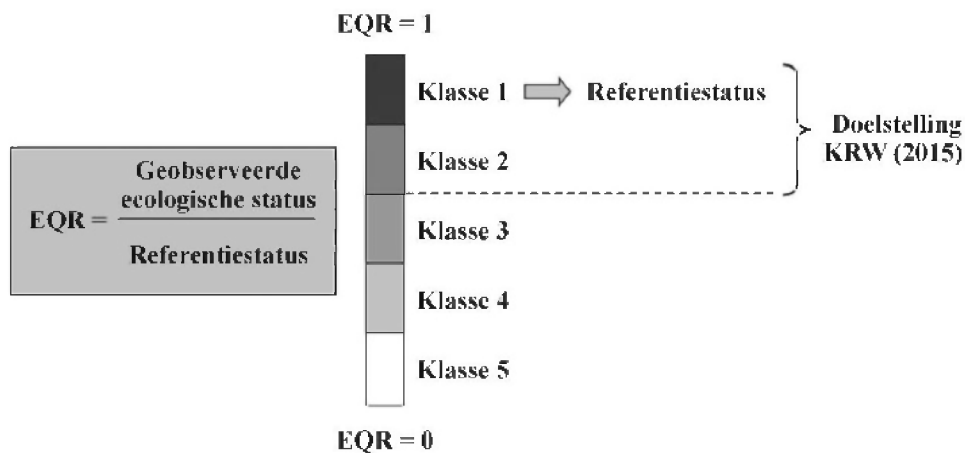
Wanneer de MEP en GEP doelstellingen zijn opgesteld, kan de EKR (ecologische kwaliteitsratio) worden bepaald. Deze EKR geeft aan hoever de huidige toestand afwijkt van de referentietoestand. De huidige ecologische toestand en de doelstellingen worden uitgedrukt aan de hand van biologische kwaliteitselementen (BKE). Voor meren zijn dit vissen, macro-invertebraten, fytoplankton, fytoenthos en macrofyten¹. Voor elk van deze BKE wordt door de bevoegde administratie een index opgesteld. De EKR wordt berekend door de huidige score voor een kwaliteitselement te delen door de referentietoestand voor dat element (doelstelling GET of MEP). Deze score wordt dan opgedeeld in verschillende ecologische kwaliteitsklassen.

Deze kwaliteitsklassen worden als volgt omschreven:

- klasse 1 = zeer goede ecologische kwaliteit;
- klasse 2 = goede ecologische kwaliteit;
- klasse 3 = matige ecologische kwaliteit;
- klasse 4 = ontoereikende ecologische kwaliteit;
- klasse 5 = slechte ecologische kwaliteit.

¹ Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG), bijlage 5

Illustratie 1.2. Afbakening van de Ecologische kwaliteitsratio (EKR) volgens de KRW (Brys et al., 2005).



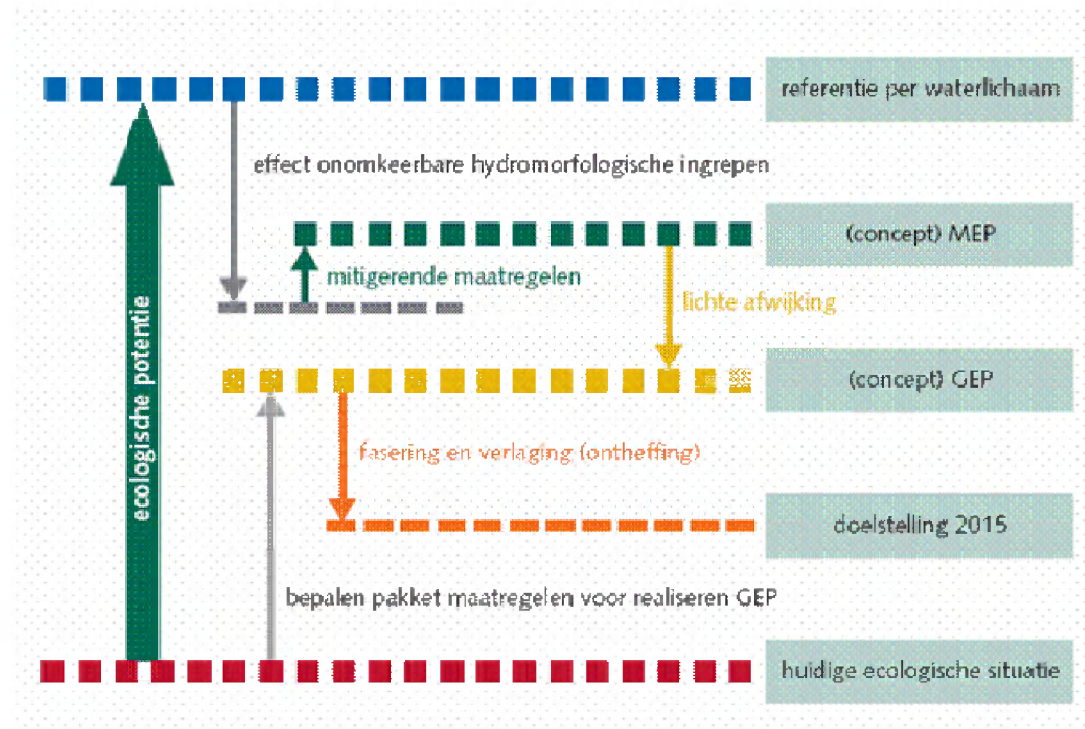
Deze scores worden vervolgens gecombineerd tot één score voor het waterlichaam door de scores van de verschillende BKE's te combineren volgens het one-out-all-out principe. Dit wil zeggen dat telkens de laagste score de totaalscore zal bepalen. Tegen 2015 zou voor alle waterlichamen een goede ecologische kwaliteit moeten bereikt worden zoals hogerop reeds gesteld. Dit kan gebeuren volgens twee methoden.

1.3 Praagse methode

Het vaststellen van het MEP (het hoogst haalbare of de 'referentie' van niet natuurlijke wateren) en het GEP (de haalbare norm) voor de Antwerpse havendokken is het doel van dit rapport.

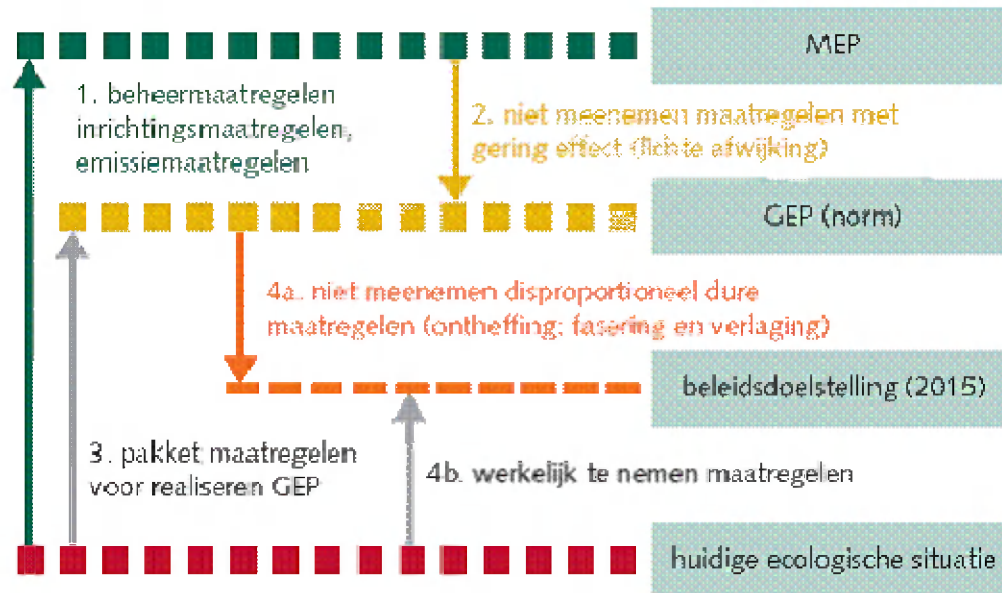
Een eerste methode voor het bepalen van het MEP en het GEP is beschreven in een richtsnoer van de Kaderrichtlijn Water (CIS HMWB & AWB, 2003). Volgens het richtsnoer vormt de referentie van het meest vergelijkbare natuurlijke type het vertrekpunt voor de afleiding van het MEP en GEP (norm) van sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen. De effecten van de onomkeerbare fysieke ingrepen mogen worden verrekend. In alle gevallen moeten mitigerende (kwaliteitsverbeterende) maatregelen worden meegenomen in het MEP. Concreet betekent dit dat eerst gezocht wordt naar het meest vergelijkbare natuurlijke watertype. Vervolgens wordt nagegaan of de doelen voor dit natuurlijke watertype nog kunnen gehaald worden als rekening gehouden wordt met de onomkeerbare fysieke ingrepen (vb. verharding oevers) en noodzakelijke functies van het waterlichaam (vb. scheepvaart). In een volgende stap worden de effecten van mitigerende maatregelen onderzocht. Uit de combinatie van zowel de drukken als de mitigerende maatregelen op de BKE worden de nieuwe doelstellingen voor het waterlichaam bepaald (MEP). Het GEP wordt vervolgens bepaald door die mitigerende maatregelen weg te laten die slechts een gering effect hebben. Een samenvatting van deze methode wordt gegeven in illustratie 1.3.

Illustratie 1.3: Bepaling MEP en GEP volgens de methode van het internationale richtsnoer (Projectgroep Implementatie Handreiking, 2005)



Een tweede, alternatieve methode voor de MEP/GEP bepaling werd in Praag (17-19 oktober 2005) voorgesteld. Bedoeling is om bij het afleiden van het MEP uit te gaan van de huidige toestand in plaats van de referentie. Dit wordt de Praagse methode genoemd. Het verschil tussen de huidige toestand en het MEP is dan gelijk aan het effect van alle mogelijke maatregelen (inrichting, beheer, emissies). Het belangrijkste argument voor deze aanpassing is het feit dat op deze manier minder onzekerheden meespelen dan bij de methode van het Europese richtsnoer. Voor kunstmatige waterlichamen zal het immers vaak niet eenvoudig zijn te bepalen met welk natuurlijk watertype het waterlichaam het meest in overeenstemming is. Ook de gevolgen van de drukken in het waterlichaam (fysieke ingrepen, noodzakelijke functies) zijn niet altijd eenduidig te bepalen. Tenslotte zijn ook de effecten van de mitigerende maatregelen onzeker. Wanneer nu vertrokken wordt van de huidige toestand en enkel de effecten van de mitigerende maatregelen gebruikt worden (zoals in de Praagse methode), wordt slechts één onzekerheid in de bepaling van het MEP meegenomen. Een samenvatting van deze methode wordt weergegeven in Illustratie 1.4.

Illustratie 1.4: Bepaling MEP en GEP volgens de Praagse methode (Projectgroep Implementatie Handreiking, 2005)



In Vlaanderen wordt standaard de methode van de Europese richtsnoer gehanteerd. Voor de GEP bepaling van de Antwerpse havendokken is gekozen voor de Praagse methode (cf. stuurgroep 17-4-2008).

1.4 Afbakening van het studiegebied

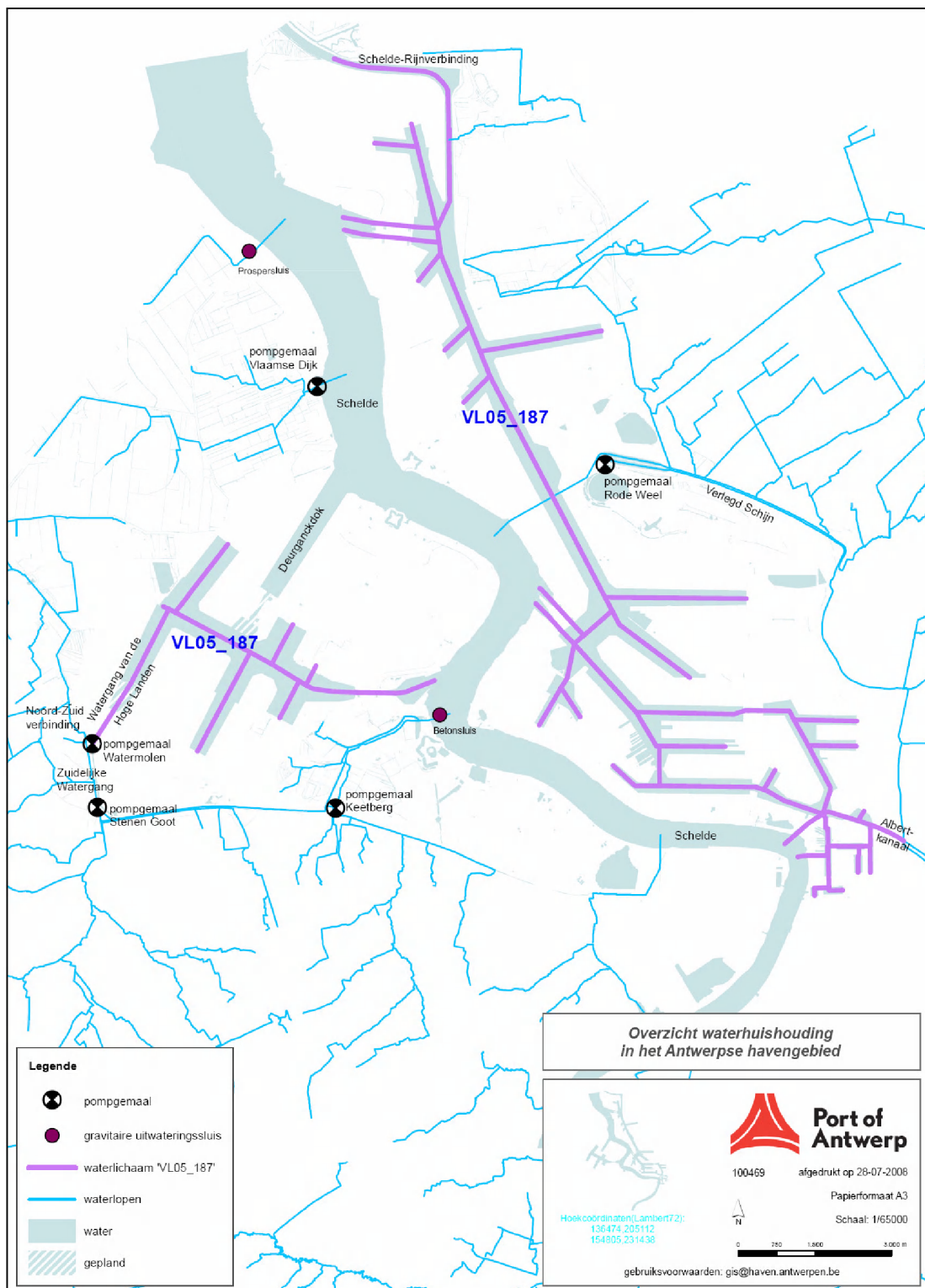
Deze studieopdracht behelst het Vlaamse waterlichaam VL05_187 'de Antwerpse havendokken + Schelde-Rijnverbinding' zoals door Vlaanderen aan Europa aangemeld (zie illustratie 1.5). Er zal ook gekeken worden naar de waterlichamen die hiermee in verbinding staan (de Schelde, het Albertkanaal, het Verlegd Schijn, ...) zoals ook weergegeven op illustratie 1.5.

De Antwerpse Havendokken en de Schelde-Rijnverbinding zijn in het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen aangeduid als hoofdvaarweg. Voor de Antwerpse havendokken is goederenscheepvaart (inclusief zee- en binnenvaart) uiteraard de voornaamste functie. Ook de Schelde-Rijnverbinding is, als de kortste verbinding met het Rijn- en Moezelgebied, zeer belangrijk voor de goederenscheepvaart. Met uitzondering van het Deurganckdok², staan de Antwerpse havendokken via sluizen in verbinding met de Schelde. Hierdoor blijft het waterpeil in de dokken min of meer constant. Langs de Antwerpse havendokken ligt een groot aantal bedrijven waarvan sommige het dokwater gebruiken als proces- en/of koelwater.

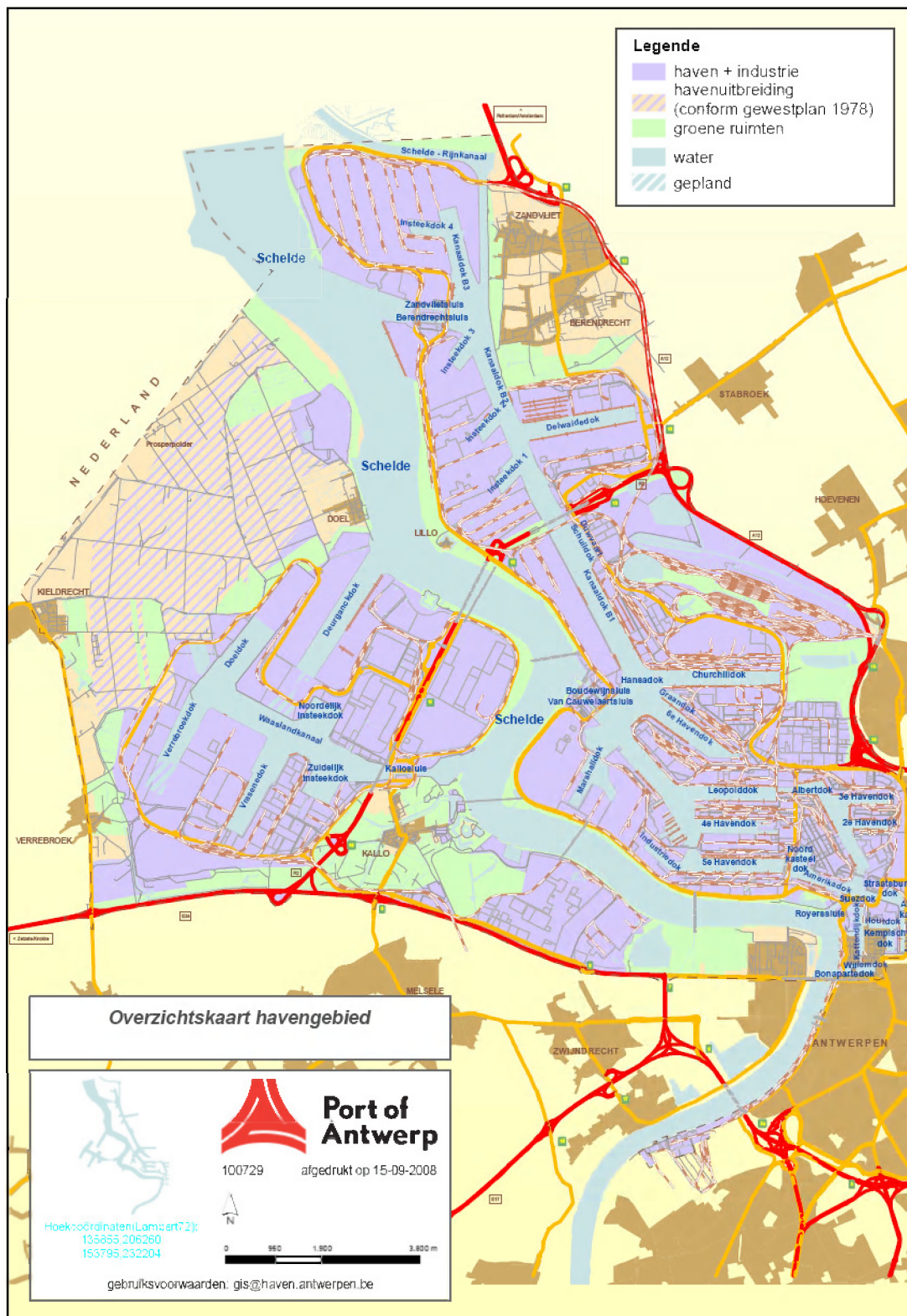
De dokken zijn als één en een apart waterlichaam aangemeld aan Europa (VMM 2005). Zowel de dokken op linker- als op rechteroever behoren tot het waterlichaam (zie illustratie 1.5). Een weergave van het waterlichaam met de benamingen van de verschillende dokken wordt gegeven in illustratie 1.6.

² Het Deurganckdok wordt verder niet behandeld door deze studie. Dit dok staat in open verbinding met de Schelde en maakt deel van dat waterlichaam en het daarbij horende GEP.

Illustratie 1.5. Ligging waterlichaam VL05_187 conform de aanmelding aan Europa (VMM 2005).



Illustratie 1.6: Overzichtskaat van de havendokken met weergave van de namen van de dokken (bron: GH)



1.5 Beschrijving methodiek

Om het MEP en het GEP voor de Antwerpse havendokken te bepalen, zal vertrokken worden van een beschrijving van de huidige toestand (hoofdstuk 2). Daarom wordt eerst

een overzicht gemaakt van de al gekende gegevens. Deze werden aangevuld met gegevens vanuit een nieuwe monitoring van de aquatische ecologie die gebeurde in het kader van deze studie. Deze monitoring werd voornamelijk uitgevoerd voor die groepen van organismen waarvoor nog maar weinig geschikte gegevens voorhanden waren.

Vervolgens wordt een overzicht gemaakt van vergelijkbare waterlichamen (hoofdstuk 3). In de Praagse methode wordt niet vertrokken vanuit een referentiesituatie. Toch is het nuttig om mogelijke referentielocaties te bekijken om de uiteindelijke doelstellingen af te kunnen toetsen aan reële, vergelijkbare situaties, voor zover deze beschikbaar zijn. Behalve naar natuurlijke waterlichamen, wordt ook gekeken naar andere havens binnen Europa.

Een volgende stap is het oplijsten van alle mogelijke maatregelen die genomen kunnen worden in de haven (hoofdstuk 4). Deze maatregelen worden dan vervolgens beoordeeld op hun gevolgen op sociaal-economisch vlak en hun milieu-impact. Maatregelen die een significant negatieve invloed hebben op het milieu- en sociaal-economisch vlak worden weggelaten voor het MEP-maatregelenpakket. De doelstellingen voor het MEP worden bepaald door de effecten van deze maatregelen op de BKE in te schatten (hoofdstuk 5). Dit gebeurt via expert judgement.

Het maatregelenpakket voor het MEP wordt dan nog verder verkleind tot het maatregelenpakket voor het GEP door die maatregelen weg te laten die slechts een gering effect hebben op de BKE (hoofdstuk 6). Hieruit volgt dan ook dat de doelstellingen van het GEP slechts in geringe mate zullen afwijken van deze van het MEP.

Tenslotte worden de maatregelen beoordeeld op hun kosten-effectiviteit om zo hun prioriteit van uitvoering te bepalen. Maatregelen die disproportioneel duur zijn voor hun effect, kunnen weggelaten worden in het werkelijk uit te voeren maatregelenpakket (hoofdstuk 7).

Vanuit de huidige situatie en het MEP kan vervolgens de ecologische kwaliteitsratio (EKR) berekend worden die aangeeft hoever de huidige toestand van het waterlichaam afwijkt van de doelstellingen (hoofdstuk 8).

Een stuurgroep heeft de opdracht begeleid. De samenstelling van deze stuurgroep en de verslagen van de drie stuurgroepvergaderingen vindt u in bijlage 5. Alle keuzes die moesten gemaakt worden naar aannames, expert judgement, etc. zijn steeds teruggekoppeld met deze stuurgroepleden en waar nodig met nog andere Vlaamse experts per BKE. (tabel 1.1).

Tabel 1.1: Geraadpleegde experts per biologisch kwaliteitselement

BKE	Expert	Instantie
Vissen	J. Breine	INBO
	R. Yseboodt	ANB
	A. Dillen	ANB
Macro-invertebraten	P. Goethals	UGent
	W. Gabriëls	VMM
Fytoplankton	K. Muylaert	KULeuven campus Kortrijk
	J. Van Wichelen	UGent
Fytobenthos	H. Van Dam	Water en natuur
	L. Denys	INBO
	B. Van de Vijver	Nationale plantentuin

Intermezzo. De toestingswaarde van een MEP/GEP

De MEP/GEP is een doelstelling die door Vlaanderen aan Europa gerapporteerd wordt en is daarmee een resultaatsverbintenis. Vlaanderen dient dus alles, o.m. door de voorgestelde maatregelen, in het werk te stellen om dit resultaat te behalen.

Het is geformuleerde doel is dan ook een hard ijkpunt om andere ingrepen op het waterlichaam aan te toetsen. Dit kan tijdens (bouw)vergunningaanvragen, watertoetsen of MER's.

Bij de voorspelling van effecten in een MER is het van belang op voorhand aan te geven aan welke toestand van het projectgebied zal gerefereerd worden (referentiesituatie). Volgens het richtlijnenboek voor het opstellen en beoordelen van milieueffectrapporten kunnen hierbij drie mogelijkheden onderscheiden worden:

- de huidige situatie: dit is de actuele situatie van het studiegebied waarbij geen rekening wordt gehouden met eventuele toekomstige activiteiten die in het studiegebied zouden gerealiseerd worden;
- de gewijzigde situatie: dit is de situatie die zou bestaan op het ogenblik van de realisatie van andere lopende projecten. Ten gevolge van de realisatie van andere projecten zou de huidige situatie namelijk reeds kunnen verslechterd zijn waardoor de effecten van het beschouwde project plots onaanvaardbaar worden;
- de gewenste situatie: dit is de situatie waarbij rekening gehouden wordt met de heersende beleidsdoelstellingen.

Verschillende beleidslijnen worden momenteel uitgewerkt in gebiedsgerichte doelstellingen (onder andere via bekkenbeheerplannen). Een gewenste situatie is de situatie die zou ontstaan nadat de "beleidsdoelstellingen" zouden gerealiseerd zijn. Wanneer beleidsdoelstellingen gedefinieerd zijn in kwantitatieve doelstellingen zoals bijvoorbeeld bestaat voor de kwaliteit van oppervlaktewaters kan een "gewenste" situatie goed gedefinieerd worden. Het is duidelijk dat een MEP/GEP daaronder valt.

2 HUIDIGE SITUATIE

2.1 Inleiding

De Kaderrichtlijn Water vraagt de lidstaten de waterlichamen op hun grondgebied te beschrijven en aan te melden. Deze beschrijving en de classificatie die daaruit volgt is nodig om de waterlichaamspecifieke GEP of de te behalen ecologische doelstelling te kunnen definiëren.

Het waterlichaam VL05_187 is aan Europa aangemeld als zeer licht brak kunstmatig meer.

2.2 Hydromorfologie

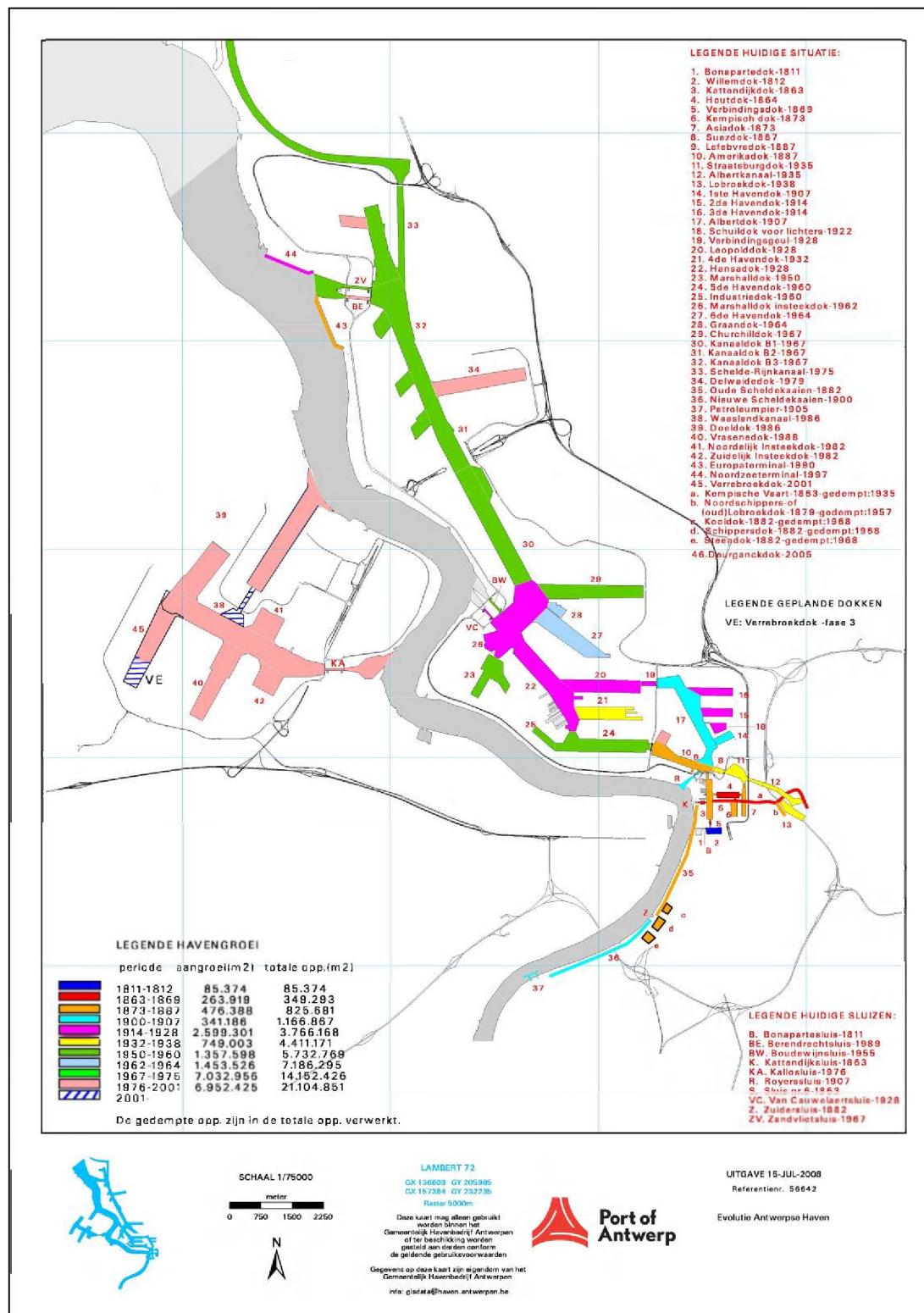
2.2.1 Hydromorfologie

De hydromorfologie is een belangrijke parameter in de classificatie van waterlichamen binnen de KRW. Een waterlichaam kan als 'niet-natuurlijk' of sterk veranderd/kunstmatig³ waterlichaam aangemeld worden omwille van hydromorfologische wijzigingen. Enkel hydromorfologische wijzigingen mogen beschouwd worden en bijvoorbeeld niet een ontoereikende chemische toestand van het waterlichaam. Wanneer een waterlichaam als sterk veranderd of kunstmatig aangemeld wordt, gelden er minder strenge ecologische doelstellingen die GEP genoemd worden (de natuurlijke waterlichamen moeten in 2015 de goede ecologische toestand (GET) halen die hoger ligt dan het GEP).

Voor de Antwerpse havendokken is het duidelijk dat het gaat om een kunstmatig waterlichaam dat volledig door de mens werd vormgegeven aangezien voorheen geen natuurlijk waterlichaam aanwezig was (zie ook illustratie 2.1). Het is aangelegd met als 'nuttig doel' de ontwikkeling en uitbreiding van de Antwerpse haven. Er kan dan ook rekening gehouden worden met deze functie van de havendokken bij het bepalen van de ecologische doelstellingen, conform de bepalingen van artikel 4(3) van de Kaderrichtlijn Water.

³ Het verschil tussen sterk veranderd en kunstmatig waterlichaam is dat een sterk veranderd waterlichaam voorkomt op een locatie waar van nature een waterlichaam voorkwam hetgeen niet het geval is voor een kunstmatig waterlichaam (zie definities in de KRW onder artikel 2,8 en 9).

Illustratie 2.1: Overzicht van de ontwikkeling en verschillende uitbreidingsfasen van de Antwerpse havendokken (bron: GHA)



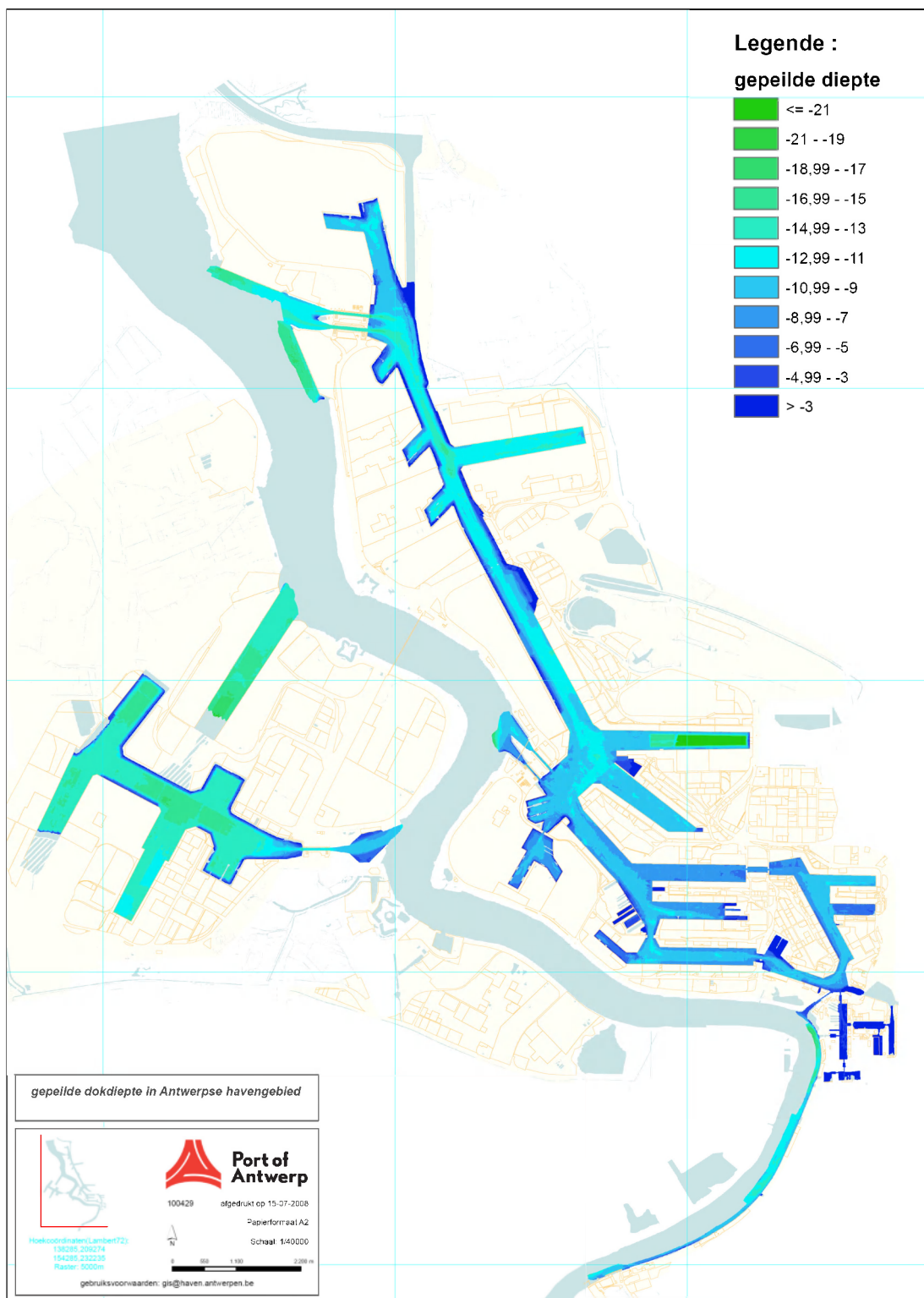
Illustratie 2.2: locatie verharding en taluds in de havendokken (bron: GHA)



De wanden van de havendokken bestaan voor 116 km uit kaaimuren, 11 km uit damwand en 33 km uit taluds in breuksteen (illustratie 2.2). De aanwezigheid van toch een groot aandeel (zwak hellende) taluds (21%) kan mogelijk potenties bieden voor de verschillende gemeenschappen die in de havendokken voorkomen (zie verder). Het aandeel aan verticale, verharde wanden (kaaimuren en damwanden) dient echter intact te blijven om de functie als haven te kunnen vrijwaren (op- en overslag van goederen).

De Antwerpse havendokken hebben voor het overgrote gedeelte van hun oppervlakte een diepte van meer dan 10 meter (illustratie 2.3). De dokken op linkeroever zijn dieper dan deze op rechteroever.

Illustratie 2.3: Gepeilde dokdiepte (bron: GHA)



2.2.2 Waterhuishouding

Waterpeilen

De dokken op rechteroever kennen verschillende bronnen van water. Enerzijds zijn er actueel bronnen van zoet water via het Albertkanaal, het pompemaal Verlegde Schijns en de Kreekraksluizen (vanuit Nederland via de Schelde-Rijnverbinding) voor Rechteroever en het pompemaal Watermolen dat uitmondt op de kop van het Verrebroekdok voor Linkeroever. Via het afwateringsstelsel watert ook het hemelwater dat afspoelt van de verhardingen af naar de dokken. Verder is er ook het regenwater dat rechtstreeks in de dokken terechtkomt.

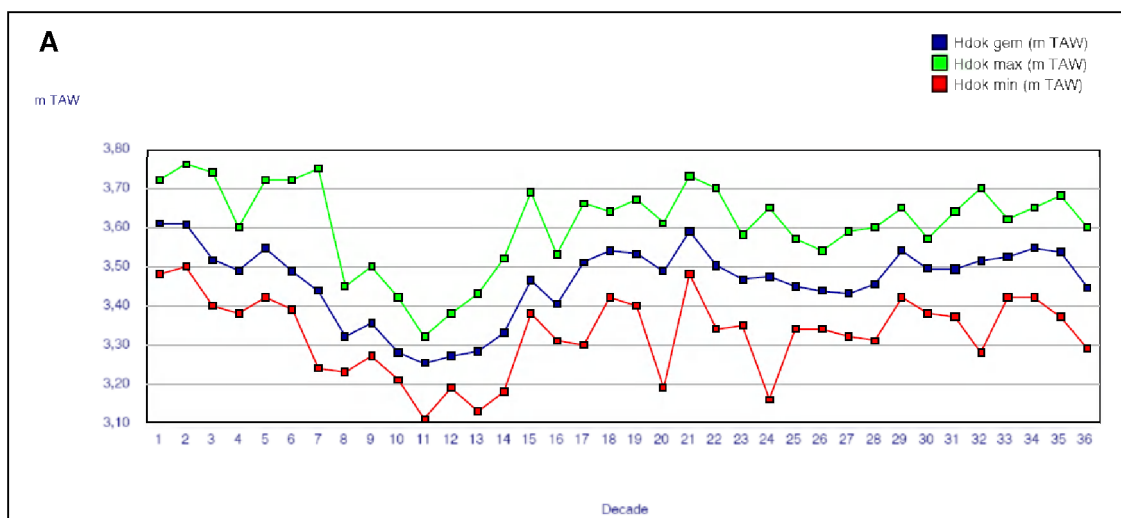
Zilt dan wel zout water komt via de Zeeschelde en de versassingen ter hoogte van de verschillende sluizencomplexen (Zandvliet/Berendrecht, Van Cauwelaert/Boudewijn en Royerssluis op rechteroever, en de kallosluis op linkeroever) in het dokkensysteem terecht.

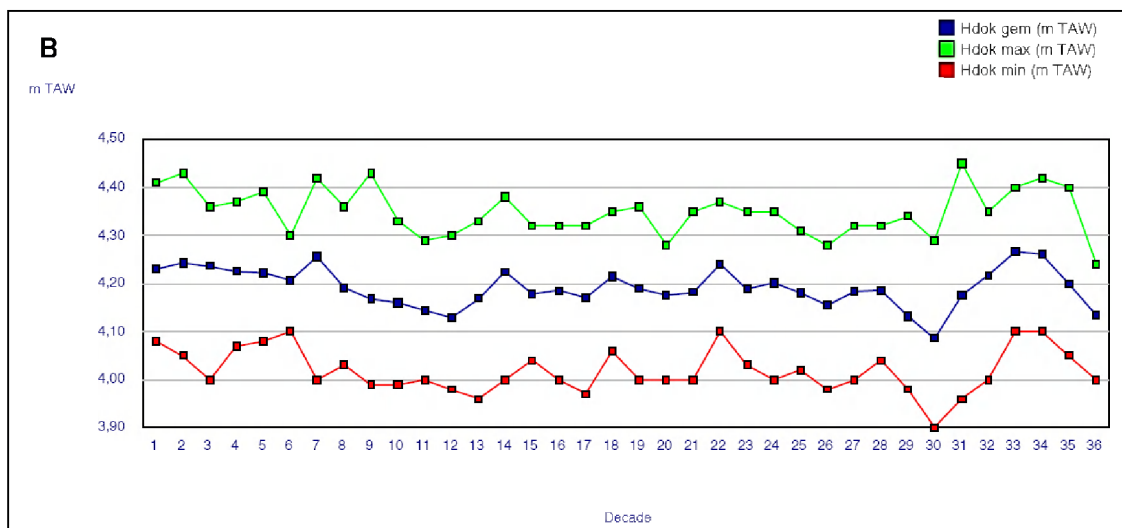
Het huidige officiële dokpeil voor rechteroever is op dit moment + 4,17 m TAW. In de praktijk varieert het dokpeil in een range van $\pm 0,30$ mTAW rond het streefpeil. Het streefpeil voor linkeroever is op dit moment + 3,50mTAW. In de praktijk varieert het peil in een range van $\pm 0,40$ mTAW rond dat streefpeil. In illustratie 2.4 is als voorbeeld de peilvariatie weergegeven (voor 2007).

Het gemiddeld Scheldepeil te Prosperpolder bedroeg in de periode 1991-2000 2,45 m TAW. Deze waarde werd afgeleid uit te registraties van het Waterbouwkundig Laboratorium. Uit recente registraties blijkt deze waarde te kloppen (Van Heue, pers. med.).

Omdat het hoogteverschil tussen het Scheldepeil en het vaste dokpeil in de dokken achter sluizen op rechteroever groter is dan tussen het Scheldepeil en de dokken op linkeroever, zal er meer waterverlies door versassingen ter hoogte van de sluizen optreden op rechteroever. Immers, het gemiddelde Scheldepeil is lager dan het dokpeil in de rechteroeverdokken.

Illustratie 2.4. Gemiddeld waterpeil in de dokken in 2006 op a) linkeroever aan de Kallosluis en b) rechteroever aan de Zandvliet- en Berendrechtsluis (Alderhout & Van Heue 2006).



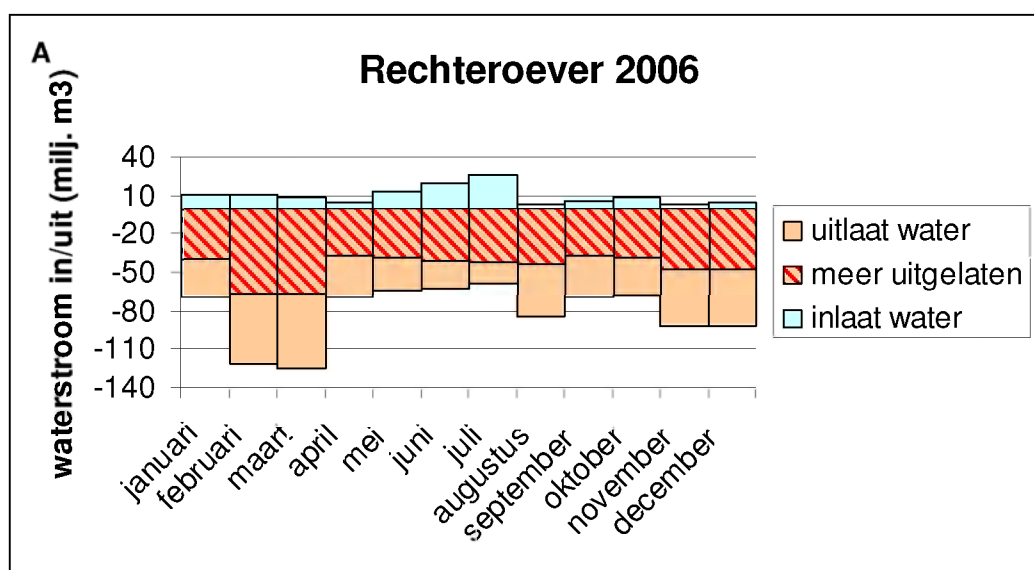


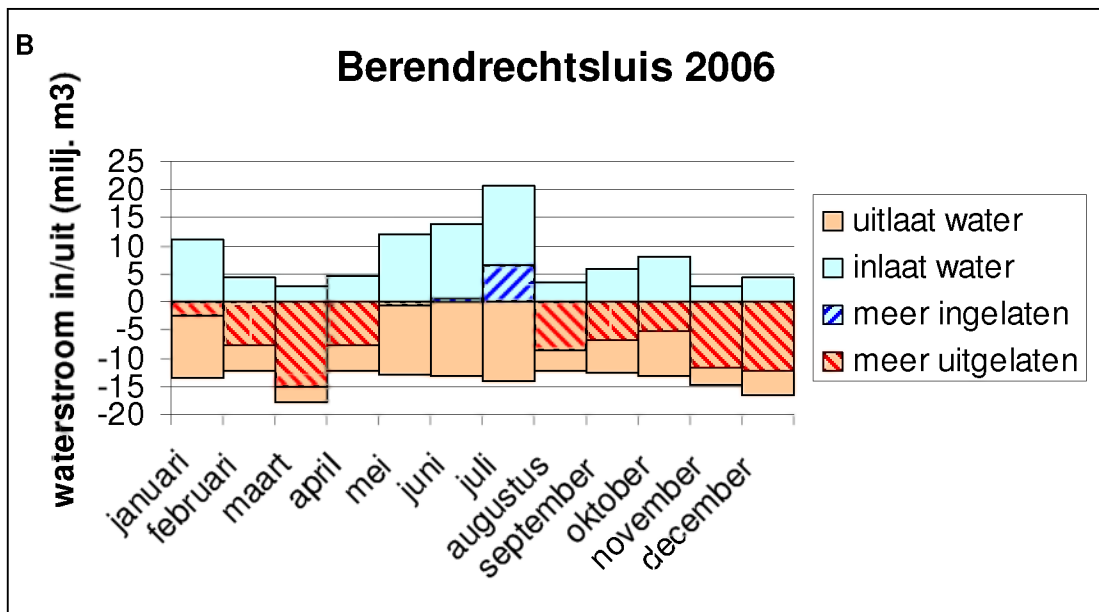
Waterhuishouding

Op basis van het waterhuishoudingsrapport van het GHA (Alderhout & Van Heue, 2006) kan voor de rechteroever inzicht gemaakt worden van de in- en uitstromen. In illustratie 2.5 zijn deze weergegeven. Voor de hele rechteroever betekent dit over het jaar heen een continue uitstroom van water. In de zomermaanden neemt dit af om in de winterperiode een maximum te bereiken. Enkel de Berendrechtsluis kent in de zomer van 2006 een periode waarin vanuit de Zeeschelde water gestoken wordt.

De verklaring hiervoor is dat het opnemen/ lozen van water ter hoogte van de sluizen om het dokpeil constant te houden geregeld wordt volgens een vaste procedure. Volgens deze procedure worden (indien nodig) de rioolkanalen van de Berendrechtsluis als eerste ingezet om water te steken omdat de uitmonding aan de Scheldekant hoger ligt dan de andere rioolkanalen waardoor er minder slib de haven binnenkomt tijdens het steken. Vandaar dat het grootste aandeel gestoken water terug te vinden is bij de Berendrechtsluis (Van Heue, pers. med.).

Illustratie 2.5. Maandelijks in- en uitstroom voor de dokken van de rechteroever A) volledige haven, B) ter hoogte van de Berendrechtsluis (Alderhout & Van Heue 2006)





In tabel 2.1 zijn voor de verschillende waterbronnen van de rechteroeverdokken de waarden weergegeven. Het Albertkanaal levert daarbij het grootste aandeel (zoet) water (op jaarbasis ca 75%), waarbij het pompemaal van de verlegde Schijn(s) (10%), het zuiveringsstation Schijnpoot (5%) en de Kreekraksluizen (7%) een gelijkaardig maar beduidend lagere bijdrage leveren. Netto is er ca. 80 miljoen m³ meer aanvoer dan afvoer per jaar (2004). Een andere mogelijke bron van zoetwater is de neerslag, maar hierover zijn geen gegevens beschikbaar. Ook voor de afvoer door verdamping zijn geen gegevens beschikbaar.

Tabel 2.1. In en uit waterstromen voor twee perioden (in 10⁶ m³) voor rechteroever

	jan 2004	jun 2004
Berendrechtsluis	-12,48	6,16
Zandvlietluis	-24,91	-14,38
Boudewijnsluis	-9,21	-9,04
Van Cauwelaertsluis	-5,28	-6,36
Royerssluis	-2,53	-2,53
Pomp verlegde schijns	6,16	2,4
Pomp noordland	0,44	0,32
Zuiver. Schijnpoot	2,74	1,93
Zuiver. Merksem	0,72	0,38
Kreekraksluizen	6,32	4,06
Albertkanaal	32,81	32,27

(negatieve getallen wijzen op afvoer uit de dokken, positieve op aanvoer naar de dokken)

Eenzelfde beeld blijkt uit de waarden in tabel 2.2 waarin het aandeel van de verschillende locaties met in- en uitvoer van water ten opzichte van het totale dokvolume wordt weergegeven. Ook hieruit blijkt dat de sluizen de grootste invloed hebben, zowel op rechter- als op linkeroever.

Tabel 2.2: Aandelen van de individuele componenten in het totaal volume dokwater (gemiddelde voor 2004-2006)

	in- of uitgevoerd water [miljoen m³]	Aandeel op totale dokvolume*
Gegevens RO op jaarbasis		
Wateruitwisseling via de sluizen	-452	-2.38
Watertoevoer via "Pompstation Verlegde Schijns"	37	0.19
Globale watertoevoer sluis Wijnegem	368	1.94
Watertoevoer via "Pompstation Noordland »	4	0.02
Watertoevoer via zuiveringsstation "Schijnpoort" Deurne	27	0.14
Watertoevoer via zuiveringsstation "Ijskelder" Merksem	6	0.03
Watertoevoer via "Kreekraksluizen"	46	0.24
Industrieel verbruik	-114	-0.60
Gegevens LO op jaarbasis		
Wateruitwisseling via de sluizen : (1.10)+(2.10)+(3.10)	-83	-1.04
Watertoevoer via "Watermolen" (naar Verrebroekdok)	28	0.35
Industrieel verbruik	-0.04	0.00

*Totaal volume dokwater RO : 190 [miljoen m³]

*Totaal volume dokwater LO : 80 [miljoen m³]

Verblijftijd

De verblijftijd is de tijd vooraleer alle water in een waterlichaam volledig ververs is geweest.

Voor rechteroever wordt vertrokken van een totaal volume dokwater van 190 miljoen m³ en een totale uitwisseling van 700 miljoen m³ per jaar (in 2004). De berekende verblijftijd is dan ongeveer 3,5 maanden of 0,3 jaar. (Van Heue, pers. med.)

Voor linkeroever is het totaal volume dokwater 80 miljoen m³ en wordt de totale uitwisseling geraamd op 100 miljoen m³ (op basis van extrapolatie van de enige beschikbare registraties van linkeroever van januari 2008 tot en met augustus 2008). De ruw geschatte verblijftijd is dan 10 maanden of 0,83 jaar. In het Doeldok, Vrasenedok en in de insteekdokken zijn er geen grote dokwaterverbruiken of bronnen (het aandeel captatie industrie is te verwaarlozen). In deze dokken zal de lokale verversingsgraad anders zijn dan bv. in het waaslandkanaal en dicht tegen de kallosluis. (Van Heue, pers.med.)

2.3 Fysico-chemie

2.3.1 Algemene beschrijving

Voor de beschrijving van de fysico-chemie wordt gebruik gemaakt van gegevens van de VMM voor de periode 1989-2008. De ligging van de meetpunten is weergegeven op figuur 2.1. De waarden worden vergeleken met de VLAREM basisnorm voor oppervlakte water en voor viswater en de grenswaarden voor goede waterkwaliteit voor het natuurlijke meertype 'zeer licht brakke meren' (Bzl) zoals voorgesteld door de CIW werkgroep monitoring en doelstellingen.

Voor enkele ecologisch relevante fysico-chemische variabelen wordt het gemiddelde voor 2007 weergegeven in tabel 2.3. Het biochemisch zuurstof verbruik is vrij laag (VLAREM norm viswater: BOD <6). De waarden voor het chemisch zuurstofverbruik

liggen grotendeels onder de basisnorm (COD <30). Ook de hoeveelheden opgeloste zuurstof en de zuurstofverzadiging vormen geen probleem voor de aanwezige organismen. Met gemiddelde totaal fosfor concentraties van rond de 0.2 mg P/L en nitraat concentraties van rond de 3 mg N/L ligt de nutriëntenrijkdom echter hoog. Hoewel de waarden onder de basisnorm en de normen voor viswater liggen, zitten ze ver boven de grenswaarden voor goede waterkwaliteit die worden aangegeven in de norm voor zeer licht brakke meren. Ook de gemiddelde pH ligt vrij hoog, er zijn echter doorheen het jaar geen grote schommelingen zodat de pH niet problematisch is voor de meeste organismen.

2.3.2 Algemene fysico-chemie

2.3.2.1 Ruimtelijke variatie

De fysico-chemie vertoont over het algemeen geen grote variaties binnen de havendokken (tabel 2.3, figuur 2.2). Voor het chloride gehalte en (daarmee samenhangend) de geleidbaarheid zijn er wel duidelijke verschillen tussen de locaties in de havendokken. De concentraties liggen lager voor die locaties waar er instroom is van zoet water (vnl. Albertkanaal). In de dokken met stilstaand water zijn de concentraties aan ionen hoger dan in de 'doorstroomdokken' (voornamelijk kanaaldokken). Het verschil tussen de havendokken op linker- en op rechteroever is beperkt. Frappant is vast te stellen dat de dokken een hoge concentratie aan ionen kennen en dat de (potentieel) verzoetende invloed van het Albertkanaal zeer beperkt is. In het Hansadok is de concentratie aan chloride al op het niveau van het kanaaldok (<50 µg/l voor Albertkanaal en 1000-3000 voor Hansadok).

Tabel 2.3: Gemiddelde meetwaarden voor 2007 in de havendokken en vergelijking met Vlare
(Heyman & Smout, 2007) en de norm voor zeer licht brakke meren (Bzl)

	Hansa- dok	KD B1-B2	KD B1-B2	Schelde- Rijn	6de HD	Doeldok	Vrasene -dok	Vlare basis- kwaliteit	Vlare norm viswater	norm Bzl*
VMM-nr.	806000	805000	804000	803700	808000	813000	812000			
BOD na 5d. (mg O ₂ /L)	1,9	2,3	1,8	1,9	1,8	2,1	2,1	nvt	<6	nvt
COD (mg O ₂ /L)		22,7	35,5	26,0	24,1			<30	nvt	<30
Cl (mg/L)		2692,5	2824,2	1422,9	2718,3			<200**	nvt	<3000
Geleidbaar- heid (20°C) (µS/cm)	8158	7977	8448	4953	8064	8262	8618	<1000**	nvt	<15 000
Temperatuur (°C)	15,5	14,2	14,4	14,5	14,1	13,3	13,1	<28	<28	<25
pH	7,8	7,8	7,8	8,2	7,8	7,8	8,0	6,5-8,5	6-9	6-9
Fosfor. totaal (mg P/L)	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	<1	<1	<0,11
Orthofosfaat (mg P/L)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	<0,05	nvt	nvt
Kjeldahl- stikstof (mg N/L)		1,7	1,6	1,9	1,6			<6	nvt	totaal N: <1,8 (mgN/L)

	Hansa- dok	KD B1-B2	KD B1-B2	Schelde- Rijn	6de HD	Doeldok	Vrasene -dok	Vlarem basis- kwaliteit	Vlarem norm viswater	norm Bzl*
Nitraat (mg N/L)	3,2	3,2	3,1	2,7	3,0	3,7	3,8	nitriet + nitraat: ≤10	nvt	
Zuurstof opgeloste (mg/L)	8,6	8,7	8,9	10,3	8,7	8,6	9,3	≥5	50% >7	>6
Zuurstof- verzadiging (%)	87,8	86,5	88,7	101,5	86,8	86,1	90,5	nvt	>50	<120
Zwevende stoffen (mg/L)	10,9	14,9	9,2	30,7	6,8	8,0	6,5	<50	<25	nvt

*: grenswaarden voor goede waterkwaliteit voor het natuurlijke meertype 'zeer licht brakke meren' (Bzl) zoals voorgesteld door de CIW werkgroep monitoring en doelstellingen

** : deze basisnorm geldt niet voor oppervlaktewateren die door zeewaterinfiltratie worden beïnvloed

Bijkomend bij de metingen van VMM werden metingen van het doorzicht in de dokken en van de silicium concentratie uitgevoerd in opdracht van het havenbedrijf. Beide variabelen kunnen immers ecologisch belang hebben. Voor beide variabelen is er vrij veel variatie tussen de verschillende locaties, maar zonder dat hier een duidelijke trend in te vinden is. Ondanks het feit dat de doorzichtsmetingen niet werden uitgevoerd waar gebaggerd werd, ligt het toch onder de norm voor zeer licht brakke meren. Dit is vermoedelijk te wijten aan het feit dat het slib voortdurend opgewarrelt wordt door passerende schepen. Het beperkte doorzicht kan de groei van fytoplankton of eventueel voorkomende waterplanten onderdrukken.

Voor silicium is er geen norm vastgelegd maar de verhouding silicium-stikstof-fosfor is wel belangrijk voor de soortensamenstelling van het fytoplankton. Indien silicium limiterend wordt, kunnen diatomeën niet langer groeien en zullen andere soorten gaan domineren. Vaak zijn dit negatieve indicatoren zoals *Phaeocystis* (veroorzaakt het schuim dat vaak aan de kust te zien is) of Cyanobacteriën (sommige taxa kunnen toxines produceren). De verhouding Si:N:P (moleculair gewicht) in de havendokken is 9:65:1⁴ terwijl de optimale verhouding voor de groei van diatomeën (Redfield ratio, Redfield et al., 1963) 16:16:1 is. Er is dus een duidelijke overmaat aan stikstof en (in verhouding) een tekort aan silicium. In hoeverre dit de competitie tussen de verschillende algen groepen in werkelijkheid beïnvloedt, is echter ook nog afhankelijk van andere factoren zoals de mate van begrazing. Bij onderzoek op de Schelde (Muylaert et al., 2001, Carbonnel et al., ongepubliceerde resultaten) is gebleken dat een tekort aan silicium wel degelijk van belang kan zijn, maar dat zeker ook andere factoren (zoals begrazing) van belang zijn. Op basis van de diatomeeën gegevens zijn er echter geen aanwijzingen dat Si-tekort een groot probleem vormt in de havendokken.

⁴ berekend op basis van gegevens voor september 2007 voor P en N en september 2008 voor Si

Tabel 2.4: Doorzicht en silicium concentratie in de Antwerpse havendokken

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	L1	L2	L3	Norm Bzl
Doorzicht (m)*	0,7	1,2	0,8	1,1	>2	1,1	1,3	0,9	0,7	0,8	0,8	1,20	/	1,10	0,9
Si (µg/l)**	/	780	1400	/	/	950	/	1200	1100	/	1100	2200	/	1500	nvt

R1: Straatsburgerdok, R2: 3^e Havendok, R3: Amerikadok, R4: Hansadok, R5: Marchalldok, R6: Zwaairom Van Cauwelaertsluis, R7: Churchilldok, R8: Kandaaldok B1: R9: Delwaidedok achter, R10: Delwaidedok voor, R11: Zwaairom zandvlietluis, L1: Zuidelijk insteedok, L2: Noordelijk insteedok, L3: Verrebroekdok

* staalname 5-8/09/2008

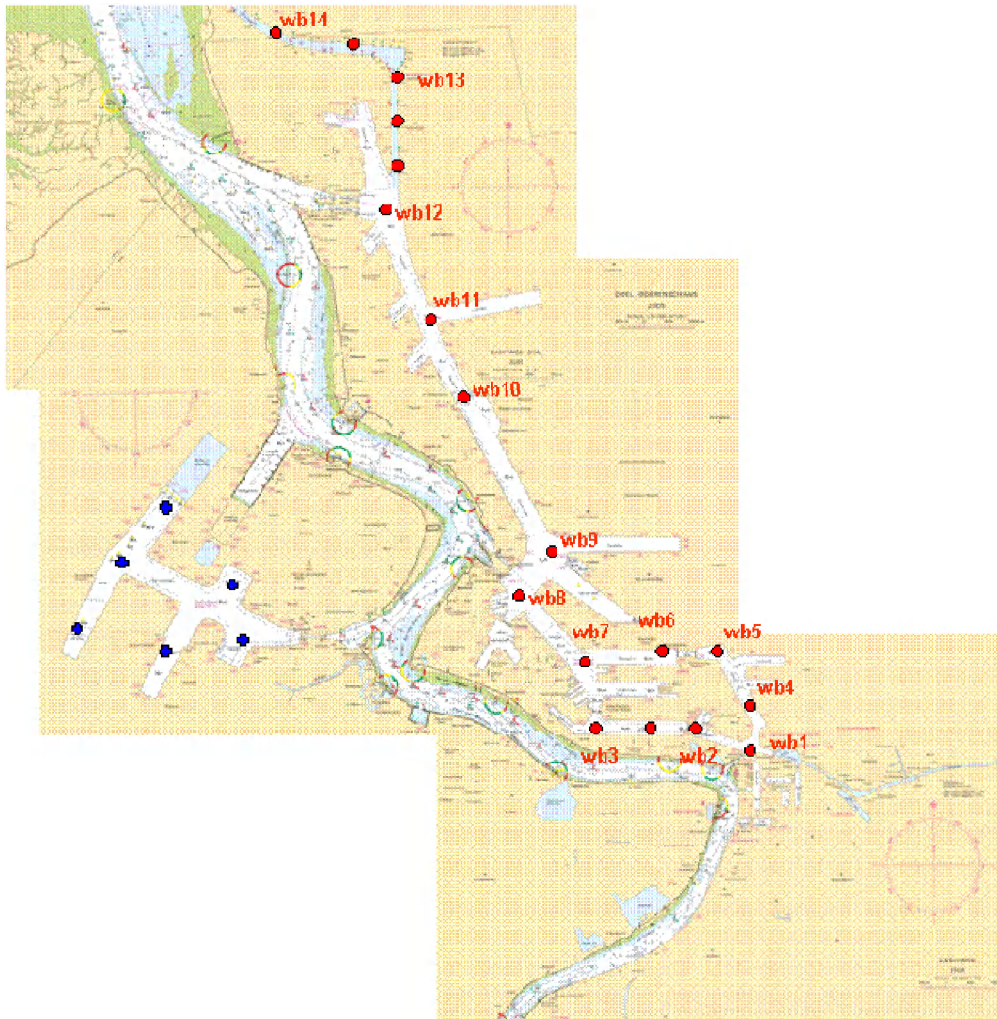
** staalname

In de Zeeschelde neemt de geleidbaarheid sterk toe over de zone die parallel loopt met de havendokken (tabel 2.5). Voor de andere variabelen is de variatie ook hier veeleer beperkt. Opvallend is wel dat het fosfaatgehalte gemiddeld hoger ligt in de Zeeschelde dan in de havendokken, en dit voor de gehele periode waarvoor gegevens beschikbaar zijn. De concentratie aan opgeloste zuurstof ligt dan weer beduidend lager in de Zeeschelde t.o.v. de havendokken.

Tabel 2.5: Gemiddelde meetwaarden voor 2007 aan de monding van het Albertkanaal en in de Zeeschelde

	Albertkanaal	Zeeschelde			
VMM-nr.	809700	160000	159000	157000	154100
Biochemisch zuurstofverbruik na 5d. (mg O ₂ /L)	1,8	2,1	2,2	2,0	2,1
Chemisch zuurstofverbruik (mg O ₂ /L)	14,0	21,0	32,0	31,6	27,4
Chloride (mg/L)	40,0	502,3	1521,5	2883,7	4090,8
Geleidbaarheid (20 °C) (µS/cm)	418	2320	4768	8255	10902
Temperatuur (°C)	14,0	13,4	13,7	14,0	14,3
pH	7,7	7,5	7,5	7,6	7,7
Fosfor. totaal (mg P/L)	0,2	0,3	0,4	0,3	0,4
Orthofosfaat (mg P/L)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Kjeldahlstikstof (mg N/L)	1,8	1,9	1,9	1,8	1,0
Nitraat (mg N/L)	3,1	5,1	4,8	4,3	4,3
Zuurstof. opgeloste (mg/L)	9,5	5,7	6,1	6,9	8,2
Zuurstofverzadiging (%)	90,0	54,2	58,9	68,8	82,2
Zwevende stoffen (mg/L)	31,3	31,6	66,4	38,4	76,5

Illustratie 2.6: Locatie meetpunten Waterbouwkundig Laboratorium



Behalve de fysico-chemische dataset van de VMM, kon ook gebruikgemaakt worden van de meetresultaten van het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout. De meetpunten van het Waterbouwkundig Laboratorium zijn weergegeven in illustratie 2.6. Voor de meetpunten op linkeroever zijn (nog) geen gegevens beschikbaar. Het belangrijkste verschil met de metingen van de VMM is dat er gemeten wordt op verschillende dieptes (oppervlakte, midden en bodem). Hierbij dient opgemerkt te worden dat de stalen 'oppervlakte' in werkelijkheid op 1,5 m diepte genomen worden. Dit om te vermijden dat er een beïnvloeding zou zijn door de weerscondities van het moment. Ook de bodemmetingen gebeuren niet helemaal aan de bodem maar op 1,5 m afstand hiervan, dit om beïnvloeding door de waterbodem te voorkomen.

In figuur 2.3 zijn de resultaten van de metingen weergegeven. Voor de geleidbaarheid en de chlorideconcentratie zien we over de verschillende locaties eenzelfde trend als voor de gegevens van de VMM: iets lagere waarden aan de monding van het Albertkanaal en aan de Schelde-Rijnkanaal, maar verder vrij constante waarden voor de havendokken. Uit de vergelijking van oppervlakte, midden en bodemstalen blijkt duidelijk dat het zoetwater uit het Albertkanaal voornamelijk in de hogere waterlagen toestroomt. Dit is te wijten aan de het hoger soortelijk gewicht van zoutwater. Pas aan de Schelde-Rijnverbinding verdwijnt het verschil in geleidbaarheid en chloridegehalte tussen de onderste en de bovenste waterlagen. Voor de pH zien we eveneens een verschil tussen de bovenste en de onderste waterlagen. Het verschil is hier echter relatief klein en zal

geen grote invloed uitoefenen op de aanwezige organismen. Voor de temperatuur valt vooral de sterke stijging in temperatuur bij de overgang naar de Schelde-Rijnverbinding op. Deze stijging is vermoedelijk te wijten aan de lozing van koelwater, maar concrete gegevens hierover zijn niet beschikbaar. Het verschil in temperatuur over de waterkolom is beperkt.

2.3.2.2 Temporele variatie

In figuur 2.4 is voor drie punten op rechteroever de variatie doorheen de tijd weergegeven voor geleidbaarheid en de concentratie aan chloride, totaal fosfor en opgeloste zuurstof. Er is een grote variatie over de verschillende jaren. Over de gehele tijdsreeks is geen duidelijke trend zichtbaar, maar vanaf 2004 lijkt er voor een aantal parameters een verschuiving plaats te vinden. Zo neemt de geleidbaarheid en de concentratie aan chloride en totaal fosfaat af in die periode, terwijl de concentratie aan opgeloste zuurstof lichtjes toeneemt. De schijnbaar verhoogde concentraties aan totaal fosfor tussen 1995 en 2004 zijn vermoedelijk het gevolg van een hogere detectielimiet in die periode en niet van werkelijk hogere waarden. Er zijn in deze periode echter ook meerdere pieken tot boven de basisnorm zichtbaar. De andere variaties zijn vermoedelijk te wijten aan verschillen in neerslaghoeveelheid en dus aan verschillende verdunningsgraden voor de bestudeerde jaren.

2.3.3 Specifieke verontreinigende stoffen

2.3.3.1 Concentraties aan verontreinigende stoffen in de waterkolom

Buiten de typische ecologisch belangrijke parameters, kunnen ook enkele toxische stoffen vanuit (historische) lozingen een belangrijke invloed uitoefenen op de organismen. In bijlage 1 worden de concentraties weergegeven van de in bijlage 10 van de Kaderrichtlijn water opgelijste 'prioritaire gevaarlijke stoffen' en enkele 'overige gevaarlijke stoffen' op verschillende locaties in de havendokken. De metingen dateren van 19-21 maart 2008. Voor geen enkele stof werd de norm overschreden.

2.3.3.2 Kwaliteit van de waterbodems

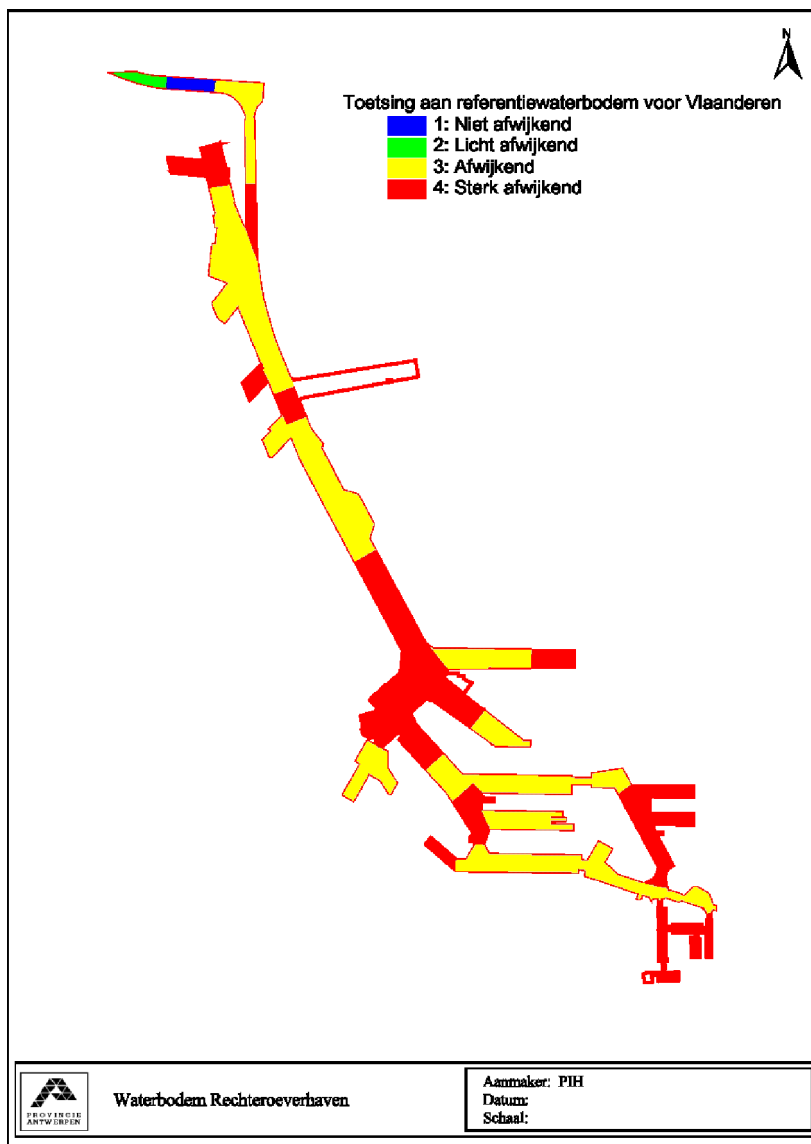
In 2003 werd de toestand van de waterbodems in de havendokken op rechteroever onderzocht door het Provinciaal Instituut voor Hygiëne in opdracht van het havenbedrijf. In slechts één zone (2 %) bleek de samenstelling van de waterbodem niet afwijkend van deze van de referentiewaterbodem⁵. In één zone is de samenstelling licht afwijkend, in 28 zones (52 %) is de samenstelling afwijkend en in 24 zones (44 %) is de samenstelling sterk afwijkend van deze van de referentiewaterbodem. De twee zones die niet tot licht afwijkend zijn van de referentiewaterbodem bevinden zich op de Schelde-Rijnverbinding aan de grens met Nederland. De resultaten worden grafisch weergegeven in illustratie 2.7.

De afwijkingen van de referentie zijn voornamelijk te wijten aan hoge waarden voor PAK's, PCB's en zware metalen in de waterbodems. De waterbodem van het Willemdok heeft voor nagenoeg alle parameters de hoogste gemeten waarde. Deze stoffen kunnen een mutagene en toxische invloed hebben op de organismen die zich op of nabij de waterbodem bevinden. Voor de biologische kwaliteitselementen gaat het hierbij vooral om de macro-invertebraten en de vissen. Chemische analyses alleen kunnen echter geen uitsluitsel geven over de mogelijk toxische effecten gezien deze ook afhankelijk

⁵ De referentietoestand wordt aangegeven als het geometrisch gemiddelde van de concentraties in 12 referentiewaterbodems. Op die manier wordt voor elke parameter onder beschouwing een referentiegehalte (μ) bekomen (Provinciaal instituut voor hygiëne, 2003).

zijn van het al of niet beschikbaar zijn van de contaminanten. Deze biobeschikbaarheid kan bijvoorbeeld worden bepaald door organismen bloot te stellen aan de verontreinigde waterbodems in ecotoxicologische testen. In Vlaanderen werd hiervoor het Triade-protocol uitgewerkt door AMINAL, afdeling water (nu VMM-AOW) en VMM.

Illustratie 2.7: Vergelijking van de kwaliteit van de waterbodem met de referentie voor Vlaanderen (Provinciaal Instituut voor Hygiëne, 2003)



2.4 Biotische gegevens

Voor de biotische gegevens werden de bestaande gegevens voor de verschillende kwaliteitselementen geanalyseerd. Voor macro-invertebraten gaat het hierbij om de bepalingen van de Belgische biotische index (BBI) door VMM. Hoewel deze index niet gebruikt wordt in het kader van de KRW levert hij toch interessante informatie op over de historische toestand van de macro-invertebraten-populaties in de havendokken. Ook voor fytoplankton zijn historische gegevens vanuit het VMM-meetnetwerk beschikbaar. Het gaat hierbij wel enkel om het chlorofyl a gehalte. Voor de maatlat fytoplankton wordt dit echter nog aangevuld met het percentage cyanobacteriën. Hiervoor zijn geen historische gegevens voorhanden. Tenslotte zijn er ook gegevens beschikbaar van de vispopulatie in de dokken.

Deze bestaande gegevens worden aangevuld met gegevens vanuit een nieuwe biologische monitoringscampagne die werd uitgevoerd in het kader van deze studie. Deze monitoring gebeurde volledig conform de methodes die werden opgesteld voor de KRW. Er werden in 2008 nieuwe gegevens verzameld voor de kwaliteitselementen macro-invertebraten, fytoplankton en fyto-benthos. Voor vissen vond ook een monitoring plaats in 2008, maar deze was niet geheel conform de Vlaamse KRW richtlijnen. Het kwaliteitselement macrofyten werd niet in de monitoring opgenomen gezien macrofyten nagenoeg afwezig zijn in de havendokken.

2.4.1 Macro-invertebraten

2.4.1.1 Bestaande gegevens

Het aantal locaties in de havendokken waar de Belgische Biotische Index (BBI) werd bepaald, is eerder beperkt. Er werden in de onderzochte periode (1989 – 2006) enkel stalen genomen in de Schelde nabij de Royerssluis, in het Albertkanaal vlak voor deze uitmondt in de dokken, in het kanaaldok B2 en op twee plaatsen op linkeroever (zie figuur 2.5). Opvallend hierbij is dat de gemiddelde BBI in de Schelde (2,1) beduidend lager ligt dan voor de andere punten (tussen 4 en 6). Hierbij moet wel vermeld worden dat de locaties die echt in de havendokken gelegen zijn, enkel werden bemonsterd in 2006. De andere twee punten werden doorheen de onderzochte periode meermaals bemonsterd (12x voor het Albertkanaal en 15x voor de Schelde) maar er was geen duidelijke trend in de waarde van de BI doorheen de tijd. In 2006 was de score voor het staalnamepunt in de Schelde ook 4, hoewel dit de jaren voordien meestal maar 1 of 2 was. De hogere score in de kanaaldokken kunnen dus te wijten zijn aan uitzonderlijke omstandigheden in 2006.

Een BBI van 2 wijst op een zeer slechte waterkwaliteit, een BBI van 4 op een slechte waterkwaliteit en een van 5 of 6 op een matige waterkwaliteit. Hoewel de gegevens vrij beperkt zijn, kan dus wel gesteld worden dat de biologische waterkwaliteit volgens deze index niet goed is. De waarden liggen overal onder de basisnorm van 7. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de BI werd opgesteld voor zoete wateren en dus niet geschikt is voor het bepalen van de waterkwaliteit van een brak waterlichaam zoals de havendokken.

Recent werd vastgesteld dat de invasieve bivalve *Rangia cuneata* voorkomt in de Antwerpse havendokken (Verween et al., 2006). Deze soort is gekend voor haar snelle uitbreiding en kan ernstige problemen vormen voor vb. koelwaterinstallaties. Sinds de eerste ontdekking van deze soort in de haven, heeft ze zich al sterk uitgebreid in geheel het havengebied (Verween, pers. med.).

2.4.1.2 Gegevens uit monitoring

Methode

Voor de bemonstering van de macro-invertebraten gemeenschap in de havendokken, werd gebruik gemaakt van artificiële substraten. Dit zijn netjes (type aardappelzak of uienzak) gevuld met steenbrokken. Het gebruik van artificiële substraten is aangewezen op plaatsen waar het water te diep is om op de conventionele manier stalen te nemen (De Pauw et al., 1986, 1993).

Deze artificiële substraten werden opgehangen op verschillende punten in de havendokken. Hierbij werd telkens gekozen voor locaties waar de lange touwen de scheepvaart niet konden hinderen (taluds, hoekjes van dokken, bruggen,...). De exacte

locaties zijn weergegeven op figuur 2.6. Op elk punt werden op drie hoogtes substraten opgehangen: nabij het wateroppervlak, nabij de bodem en op een diepte halverwege de bodem en het wateroppervlak. Na 6 weken werden de stalen opgehaald en de aanwezige organismen gedetermineerd. De staalname vond plaats in mei-juni 2008.

Resultaten

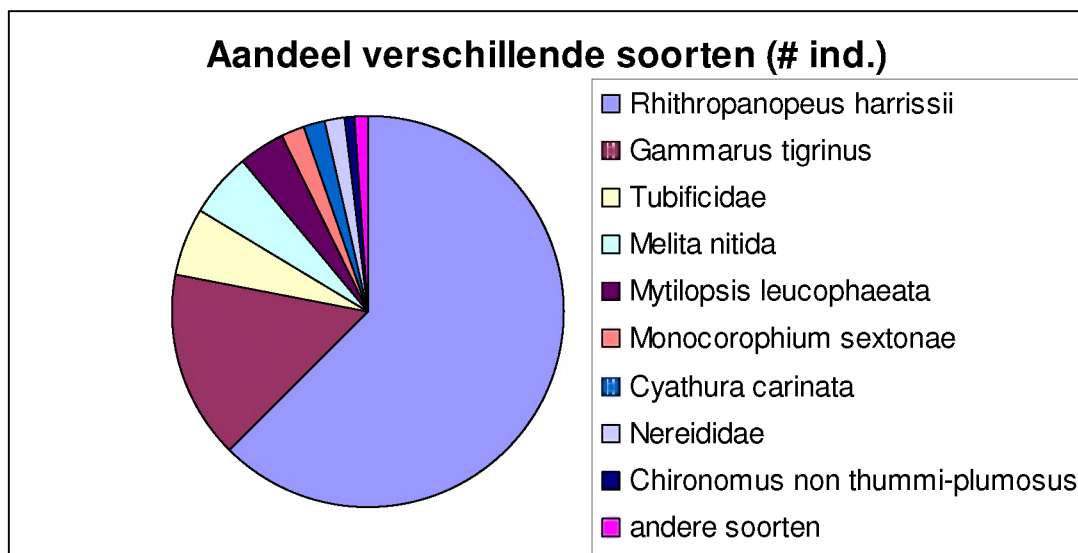
In totaal werden 15 soorten/ families aangetroffen in de verschillende stalen (tabel 2.6). Van de soorten waren er maar 2 inheems. Voor de groepen die slechts tot op familieniveau gedetermineerd werden is het niet geweten of de soorten inheems of niet-inheems waren.

Tabel 2.6: Overzicht van de aangetroffen macro-invertebraten taxa

Groep	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Status	Tolerantiescore*
Amphipoda	<i>Gammarus tigrinus</i>	Tijgervlokreeft	exoot	5
Amphipoda	<i>Melita nitida</i>		exoot	/
Amphipoda	<i>Monocorophium sextonae</i>		exoot	5
Cirripedia	Cirripedia	Rankpotigen	?	/
Decapoda	<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab	exoot	4
Decapoda	<i>Palaemon macrodactylus</i>	Rugstreepsteurgarnaal	exoot	5
Decapoda	<i>Rhithropanopeus harrissii</i>	Zuiderzeekrabje	exoot	/
Isopoda	<i>Cyathura carinata</i>	Lijnpissebed	inheems	/
Isopoda	<i>Lekanesphaera hookeri</i>	Brakwateroproller	inheems	4
Diptera	<i>Chironomus non thummi-plumosus</i>		?	3
Diptera	<i>Chironomus thummi-plumosus</i>		?	2
Bivalvia	<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	Brakwatermossel	exoot	/
Oligochaeta	Tubificidae	Slingerwormen	?	1
Polychaeta	Nereididae	Zeeduizendpoten	?	/
Polychaeta	Spionidae		?	/

* van 10 voor heel gevoelige tot 1 voor heel tolerante soorten (Gabriëls, 2007)

Illustratie 2.8: Aandeel van de verschillende taxa (# ind.) voor alle stalen samen



De niet-inheemse soorten zijn vermoedelijk in de havendokken terechtgekomen via ballastwater. Verschillende van deze 'exoten' zijn al aangetroffen in verschillende havens wereldwijd (Drake & Lodge, 2003). Buiten de in deze staalname aangetroffen

soorten werd ook de Bivalve *Rangia cuneata* aangetroffen in de haven, meer bepaald op de bodem van het kanaaldok (Verween, pers. med.).

Voor de soort *Monocorophium sextonae* is er enige onzekerheid of de soort wel of niet-inheems is. Het kan niet volledig uitgesloten worden dat ze voordien simpelweg over het hoofd gezien werd en dat waarnemingen om die reden ontbraken.

Tabel 2.7: Informatie over de aangetroffen exoten (bron: VLIZ)

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	1° waarneming in België	Oorsprong	bedreiging?
<i>Gammarus tigrinus</i>	Tijgervlokreeft	?	V.S.	ja
<i>Melita nitida</i>		2003	V.S.	?
<i>Monocorophium sextonae</i>		<2000	Nieuw-Zeeland?	?
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab	1933	Oost-Azië	ja
<i>Palaemon macrodactylus</i>	Rugstreepsteurgarnaal	2004	Oost-Azië	?
<i>Rhithropanopeus harrissii</i>	Zuiderzeekrabje	1985	V.S.	ja
<i>Mytilopsis leucophaea</i>	Brakwatermossel	1835	V.S.	ja

De Chinese wolhandkrab en het zuiderzeekrabje vormen beiden een bedreiging voor de inheemse krabbenpopulatie. Bovendien prederen zij verschillende andere ongewervelden. Van de Chinese wolhandkrab is verder ook geweten dat ze zachte oevers kan destabiliseren door er holen in uit te graven. Hoewel dit geen bedreiging vormt in de havendokken zelf, zou dit in sommige delen van de Schelde wel het geval kunnen zijn.

De brakwatermossel kan een probleem vormen wanneer grote aantallen organismen in koelwaterbuizen groeien en deze verstoppert. Soortgelijke problemen werden reeds gerapporteerd voor *Rangia cuneata* (Verween et al., 2006).

De tijgervlokreeft is in Duitsland de dominante vlokreeftensoort geworden, ten nadele van de inheemse soorten. Recent wordt ze echter zelf verdreven door de Pontokaspische vlokreeft (*Dikerogammarus villosus*). (Dick & Platvoet, 2000)

Van de andere soorten is niet met zekerheid geweten of ze een bedreiging vormen voor de inheemse soorten.

MMIF

Voor de Kaderrichtlijn Water wordt in Vlaanderen de MMIF (Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders) gebruikt. Deze index omvat 5 metrieken: totaal aantal taxa (TAX), aantal Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera aanwezig (EPT), aantal taxa met een tolerantiescore >5 zonder de EPT taxa (NST), de Shannon-Wiener diversiteit (SWD) en de gemiddelde tolerantiescore (MTS) (Gabriëls, 2007).

Tabel 2.8: Overzicht van de verschillende metrieken van de MMIF en de opdeling in scoreklassen voor meertype Bzl (Gabriels, 2007).

Metriek	Klasse				
	0	1	2	3	4
TAX	≤ 5	≤ 11.25	≤ 17.5	≤ 23.75	> 23.75
EPT	0	≤ 1.25	≤ 2.5	≤ 3.75	> 3.75
NST	0	≤ 2.25	≤ 4.5	≤ 6.75	> 6.75
SWD	≤ 0.2	≤ 0.95	≤ 1.7	≤ 2.45	> 2.45
MTS	≤ 2	≤ 3	≤ 4	≤ 5	> 5

Er werden in de verschillende stalen minimaal 1 en maximaal 8 soorten teruggevonden. Voor de berekening van de MMIF wordt echter enkel rekening gehouden met die soorten waarvoor er ook een tolerantiescore bepaald werd (zie verder). Gemiddeld voor de havendokken geeft dit een score van 1,5 wat een klasse van 0 betekent voor de metriek TAX. Wanneer rekening gehouden wordt met alle taxa, wordt een gemiddelde waarde van 4,0 bekomen, wat ook nog een score van 0 geeft.

Er zijn geen EPT taxa aanwezig in de havendokken. Dit valt binnen de verwachtingen gezien deze soorten normaal niet voorkomen in brak water. Voor de metriek EPT behalen de dokken dan ook een score 0.

Het aantal taxa waarvoor een tolerantiescore opgegeven is, wordt beperkt door de aanwezigheid van exoten. Deze kunnen enkel opgenomen worden wanneer de tolerantiescore op een hoger taxonomisch niveau werden toegekend. Verder ontbreken ook echte brakwatersoorten op de lijst. De MMIF werd weliswaar opgesteld voor zeer licht brakke waterlichamen, maar soorten van nog brakkere condities werden niet opgenomen. De tolerantiescores die voorhanden zijn, zijn weergegeven in tabel 2.6. Er kwamen in de stalen geen soorten voor met een tolerantiescore groter dan 5 (metriek NST). De score voor deze metriek is dan ook 0.

Ook voor de Shannon-Wiener diversiteitsindex (metriek SWD) wordt enkel rekening gehouden met de soorten waarvoor een tolerantiescore bepaald werd. De SWD varieert dan tussen 0 (staal met maar 1 soort) en 0,8 met een gemiddelde van 0,26. Dit geeft een gemiddelde klasse van 0. Wanneer de Shannon-Wiener diversiteit berekend wordt op basis van alle aangetroffen taxa, wordt een gemiddelde waarde van 0,87 bekomen wat ook nog een score van 0 betekent.

De gemiddelde tolerantiescore (metriek MTS) varieert tussen 0 en 5,0 met een gemiddelde van 3,2. Hier wordt dus een klasse van 2 gehaald. Hierbij moet wel de kanttekening gemaakt worden dat deze hoge score te verklaren is doordat voor vele soorten geen tolerantiescore bepaald is. Dit zorgt voor een vertekend beeld van de gemiddelde tolerantiescore.

Per staal wordt vervolgens de MMIF berekend door de scores voor de verschillende stalen op te tellen en te delen door 20. De slechtst scorende stalen (in het Graandok en Delwaidedok) behaalden zo een score van minder dan 0,1, de best scorende stalen (boven de Thijsmanstunnel) een score van 0,2.

Index of Trophic Completeness

Op de standaard maatlat voor natuurlijke zeer licht brakke meren scoren de havendokken dus bijzonder slecht. Ten dele kan dit echter te wijten zijn aan het feit dat

de maatlat niet aangepast is aan de specifieke situatie in de havendokken (brak water, veel exoten). Daarom worden ook andere aspecten van de macro-invertebraten gemeenschap onder de loep genomen.

Zo werd een Index of Trophic Completeness (ITC) uitgewerkt (Pavluk et al., 2000, bij de Vaate & Pavluk, 2004). Deze index bepaalt de waterkwaliteit aan de hand van het aantal trofische gilden dat voorkomt. De indeling van de soorten in deze trofische gilden is gebaseerd op hun dieet (herbivoor, carnivoor, omnivoor) en hun voedingswijze (filteraar, verzamelaar, ...). Er werden in totaal 12 trofische gilden afgebakend (tabel 2.9). Wanneer een groot aantal van deze trofische gilden voorkomen, is de gemeenschap evenwichtig wat wijst op een goede waterkwaliteit.

Tabel 2.9: Overzicht van de trofische gilden (Pavluk et al., 2000, bij de Vaate & Pavluk, 2004)

Gilde	Dieet	Voedingswijze	voedselgrootte (mm)
1	Carnivoor	actieve knipper /kauwer	>1
2	Carnivoor	passieve knipper/ kauwer	>1
3	Omnivoor	knipper / kauwer/ verzamelaar	>1
4	Herbivoor	knipper/ kauwer	>1
5	Herbivoor	knipper/ kauwer	>1
6	Herbivoor	schraper	>1
7	Herbivoor	verzamelaar	>1
8	Herbivoor	filteraar	>1
9	Carnivoor	zuiger (onvolledige voedselnaam)	<1
10	Carnivoor	zuiger (volledige voedselnaam)	>1
11	Herbivoor	zuiger	>1
12	Omnivoor	knipper/ kauwer	<1

Het voordeel van deze methode is dat ook niet-inheemse soorten in een trofische gilde ingedeeld kunnen worden zodat de index ook bruikbaar is wanneer veel van deze soorten voorkomen. Hoewel de index oorspronkelijk ontwikkeld werd voor rivieren, geldt de basisredenering (meer trofische gilden wijst op betere waterkwaliteit) ook voor andere waterlichamen en kan ze dus ook gebruikt worden in de havendokken. In tabel 2.10 wordt voor de aangetroffen soorten aangegeven tot welke trofische gilde ze behoren. Waar mogelijk werd gebruik gemaakt van de Ma Tros databank die werd gebruikt door bij de Vaate en Pavluk bij de ontwikkeling van de index. Indien de soorten niet in de databank voorkwamen werd de indeling gebaseerd op literatuurgegevens (referenties onder tabel).

Tabel 2.10: Indeling van de macro-invertebratensoorten in trofische gilden

Latijnse naam	Nederlandse naam	Trofische gilde	Dieet	Voedingswijze
<i>Gammarus tigrinus</i>	Tijgervlokreeft	3 ¹	omnivoor	knipper, kauwer, verzamelaar
<i>Melita nitida</i>		8 ²	herbivoor	filteraar
<i>Monocorophium sextonae</i>		8 ²	herbivoor	filteraar
Cirripedia	Rankpotigen	8 ³	herbivoor	filteraar
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab	3 ¹	omnivoor	knipper, kauwer, verzamelaar
<i>Palaemon macrrodactylus</i>	Rugstreepsteurgarnaal	3 ⁴	omnivoor	knipper, kauwer, verzamelaar
<i>Rhithropanopeus harrissii</i>	Zuiderzeekrabje	3 ⁵	omnivoor	knipper, kauwer, verzamelaar
<i>Cyathura carinata</i>	Lijnpissebed	6 ⁶	herbivoor	schraper
<i>Lekanesphaera hookeri</i>	Brakwateroproller	6 ⁷	herbivoor	schraper
<i>Chironomus non thummi-plumosus</i>		7 ¹	herbivoor	verzamelaar

Latijnse naam	Nederlandse naam	Trofische gilde	Dieet	Voedingswijze
<i>Chironomus thummi-plumosus</i>		7 ¹	herbivoor	verzamelaar
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	Brakwatermossel	8 ²	herbivoor	filteraar
Tubificidae	Slingerwormen	7 ¹	herbivoor	verzamelaar
Nereididae	Zeeduizendpoten	3 ⁸	omnivoor	knipper, kauwer, verzamelaar
Spionidae		7 ⁹	herbivoor	verzamelaar

1: databank Ma Tros

4: Beguer et al., 2007

7: Cunha et al., 1999

2: databank niet-inheemse soorten VLIZ

5: Roche & Torchin, 2007

8: Bakken & Wilson, 2005

3: Darwin, 1854

6: Marquês et al., 1994

9: McHugh & Fong, 2002

In de havendokken komen vier verschillende trofische gilden voor. Voor de berekening van de ITC wordt ook rekening gehouden met de algemeenheid van de verschillende gilden. Voor elke gilde werd een indicatorwaarde berekend, op basis van het aandeel van die gilde op het totaal aantal macro-invertebraten in de databank. De index wordt dan bepaald door de indicator waarden van de aangetroffen gilden op te tellen. Voor de havendokken geeft dit een waarde van 8, wat wijst op een ontoereikende waterkwaliteit.

Conclusies

De macro-invertebraten gemeenschap in de havendokken is vrij soortenarm. Bovendien zijn een groot deel van de aangetroffen soorten niet-inheems en is de diversiteit laag omwille van de dominantie van enkele soorten. Ook het aantal verschillende trofische gilden is beperkt. De slechte toestand van de macro-invertebraten populatie in de havendokken is vermoedelijk te wijten aan het beperkte aantal aanwezige habitats en zou kunnen verbeteren wanneer de structuurrijkdom toeneemt.

2.4.2 Vissen

2.4.3.1 Bestaande gegevens

Op grond van de grote waterdiepte, de geringe zichtdiepte en het ontbreken van waterplanten kan de haven worden getypeerd als water van het brasem-snoekbaars diepwatertype (Zoetemeyer & Lucas, 2002). In dit watertype wordt over het algemeen een visstand aangetroffen die voornamelijk bestaat uit brasem, blankvoorn, snoekbaars en baars.

Monitoring van het visbestand is gebeurd op rechteroever in 1996 en 1998 door de Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Aquatische Ecologie via fuiken en kieuwnetten. In 1996 werden vijf locaties bemonsterd, waaronder het Doeldok op linkeroever. In 1998 werden vier locaties bemonsterd, allen op rechteroever. In januari 2008 werden de visgemeenschappen van de dokken van linker- en rechteroever bemonsterd door Visserijbedrijf Kalkman in opdracht van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen en het visserijfonds van ANB. Hierbij werden 10 locaties bemonsterd. Alle locaties werden met staand want en een boomkor bevist, waarna op elke locatie schietfuiken zijn geplaatst die een dag later gelicht werden. Aanvullend is met behulp van sonar een inschatting gemaakt van de visdichtheid in de haven. Een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte technieken wordt gegeven in de rapporten van de bemonsteringen (Maes & Ollevier, 1996; Peeters et al, 1999; Visserijbedrijf Kalkman, 2008). De bemonsterde locaties worden weergegeven in figuur 2.7.

Gezien de bemonstering van 2008 tijdens de winter gebeurde, is ze niet volledig representatief voor de huidige visstand. Vele migrerende vissen zijn immers niet aanwezig tijdens de wintermaanden. Daarom wordt de huidige situatie beschreven aan de hand van een combinatie van alle bestaande rapporten.

Aangetroffen soorten

Tabel 2.11 geeft een overzicht van de aangetroffen vissoorten. Er is een belangrijke vispopulatie aanwezig in de dokken. In 2008 werden minder soorten aangetroffen dan in 1996 en 1998. Dit kan mogelijk verklaard worden door het feit dat de bemonstering plaats vond tijdens de winter waardoor migrerende soorten kunnen gemist zijn.

Tabel 2.11: Overzicht van de aangetroffen vissen tijdens de verschillende historische bemonsteringen en de nieuwe bemonstering (Maes & Ollevier, 1996; Peeters et al., 1999, Visserijbedrijf Kalkman, 2008)

Soort		1996 RO	1996 LO	1998 RO	2008 RO	2008 LO
Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	X				
Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	X	X	X	X	X
Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>				X	X
Brasem	<i>Abramis brama</i>	X	X	X	X	X
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	X		X	X	X
Bot	<i>Platyctys flesus</i>	X	X	X	X	X
Dunlipharder	<i>Liza ramada</i>	X		X		
Haring	<i>Clupea harengis</i>	X	X	X	X	X
Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	X		X		
Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	X		X		X
Koornaarvis	<i>Atherina presbyter</i>			X		
Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	X	X	X	X	X
Pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	X				
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	X		X		
Snoekbaars	<i>Stizostedion lucioperca</i>	X		X	X	X
Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>			X	X	
Winde	<i>Leusiscus idus</i>	X				

De abundante soorten zijn brasem, blankvoorn, baars, snoekbaars, kolblei, paling en bot (tabel 2.12). Van deze soorten is enkel bot geen typische zoetwatervis. Deze soort werd enkel aangetroffen in de dokken op linkeroever. Het belangrijke aandeel van brasem, blankvoorn, baars en snoekbaars stemt overeen met de verwachte visstand van het brasem-snoekbaars diepwatertype.

De zoetwatervissen komen waarschijnlijk in de dokken terecht via de verschillende kanalen. De mariene en katadrome vissen via de Zeeschelde. Er zijn aanwijzingen dat dit visbestand ook aangevuld wordt door voortplanting in de dokken zelf (o.a. voor rietvoorn, blankvoorn en snoekbaars). Indien de zoetwatervissen gezonde populaties kunnen opbouwen in de dokken kunnen deze fungeren als reservoir voor de herpopulatie van het zoetwatergebied (Samsoen et al., 2007).

Tabel 2.12: Relatieve biomassa van de belangrijkste vissoorten (% van totale biomassa) (Maes & Ollevier, 1996; Peeters et al., 1999, Visserijbedrijf Kalkman, 2008)

	1996 RO	1996 LO	1998 RO	2008 RO	2008 LO
baars	12	0	4	7	7
blankvoorn	11	0	11	3	1
bot	1	41	0	1	22

	1996 RO	1996 LO	1998 RO	2008 RO	2008 LO
brasem	19	1	54	37	20
dunlipharder	9	0	0	0	0
haring	4	10	0	0	0
karper	2	0	0	0	0
kolblei	21	0	0	0	1
snoekbaars	20	0	19	44	48
winde	2	0	0	0	0
andere	1	48	12	8	1

De haven is een voedselrijk gebied (zie 2.3.2). De voedselvoorkeur van de verschillende vissoorten is weergegeven in tabel 2.13. Er komen zowel planktivore, benthivore als piscivore soorten voor alsook soorten die zich voeden met planten, zooplankton en zoobenthos. Ook andere eigenschappen van de soorten zijn hier weergegeven. Er komen zowel pelagische, demersale als bentische soorten voor⁶. De meeste soorten zijn zeer tolerant voor vermindering in habitatkwaliteit. Enkel rietvoorn, spiering en winde zijn gevoeliger. Brakwatergrondel, bot, pos, rietvoorn en spiering zijn verstoringgevoelige soorten. Bot en spiering zijn eveneens gevoelig voor fragmentatie. Dit is ook het geval voor haring, paling en winde. De soorten die gevoelig zijn voor pollutie zijn haring, spiering en winde (Breine et al., 2008).

Tabel 2.13: Overzicht van de eigenschappen van de aangetroffen vissoorten (naar Breine et al., 2007;2008)

Soort		saliniteit	Trofische groep*	Habitatpreferentie**	Tolerantiewaarde***	Type van gevoeligheid		
						verstoring	fragmentatie	pollutie
Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	zoetwater	OMN	D	2			
Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	zoetwater	INSV/PISCV	P	2			
Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	katadroom	INVV	B	2	x		
Brasem	<i>Abramis brama</i>	zoetwater	OMN	D	1			
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	zoetwater	OMN	P	1			
Bot	<i>Platytylus flesus</i>	katadroom	INVV/PISV	B	2	x	x	
Dunlipharder	<i>Liza ramada</i>	katadroom	OMN	P	2			
Haring	<i>Clupea harengis</i>	marien	INVV	P	1		x	x
Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	zoetwater	OMN	D	2			
Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	zoetwater	OMN	D	2			
Koornaarvis	<i>Atherina presbyter</i>	marien	INVV/PISV	P	2			
Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	katadroom	OMN	B	2		x	
Pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	zoetwater	INV	B	2	x		
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	zoetwater	OMN	P	4	x		
Snoekbaars	<i>Stizostedion lucioperca</i>	zoetwater	PISV	D	1			

⁶ pelagisch: in het open water, demersaal: nabij de bodem, bentisch: bodembewonend

Soort		saliniteit	Trofische groep*	Habitatpreferentie**	Tolerantiewaarde***	Type van gevoeligheid		
						verstoring	fragmentatie	pollutie
Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	anadroom	INV/PISV	D	4	x	x	x
Winde	<i>Leusiscus idus</i>	zoetwater	OMN	P	4		x	x

*Trofische groep: OMN: omnivoor; INV: invertivoor; PISC: piscivoor; PLAV: planktivoor; INSV: insectivoor

** Habitatpreferentie: B: bentische vis; D: demersale vis; P: pelagische vis

*** Tolerantiewaarde: van 1 (heel tolerant) tot 5 (intolerant)

Aanvullend bij de visbemonsteringen in 1996 en 1998 werd er ook onderzoek uitgevoerd naar de intrek van glasalen vanuit de Zeeschelde in de dokken op linkeroever (Samsoen et al., 2007). Doordat paling zich niet kan voortplanten in zoet water is de grootte van de palingstand sterk afhankelijk van de intrek van glasaal of jonge palingen uit zee. De vele stuwen, pompgemalen of afdammingen alsook de slechte waterkwaliteit hebben er voor gezorgd dat de trek van jonge paling vanuit zee naar zoetwater maar ook de paaitrek van volwassen paling (schieraal) naar zee sterk is teruggelopen.

Bij specifieke monitoring voor glasalen tussen 2003 en 2006 werden grote hoeveelheden glasalen aangetroffen. De massale aanwezigheid van zeer jonge palingen en de wisselende vangst van glasalen ter hoogte van de monding van de watergang in het dok wijzen duidelijk op de optrek van deze glasaal naar de watergang, en op de noodzaak van de ondiepe biotopen in de watergang als opgroeigebied voor jongere palingen. Het pompgemaal "Watermolen" blijft echter een knelpunt voor verdere migratie van de glasalen naar het achterliggende waternetwerk. Het is overduidelijk dat het resterende deel van de watergang tussen het pompgemaal en de dokken als kweek- en opgroeiplaats dient voor de vissen van de dokken. Er kan verwacht worden dat de intrek van glasalen via de getijden in het Deurganckdok, indien dit verbonden wordt met de overige dokgedeelte via een nieuwe sluis, vele malen groter zal zijn.

Visindex

Goethals et al. (2006) stelden een beoordelingsmethode voor meren in Vlaanderen op basis van visgemeenschappen voor. Dit voorstel wordt nog aangepast door het INBO. Om die reden wordt het geciteerde voorstel hieronder voorlopig niet verder toegelicht. Momenteel gebruikt het INBO voor de KRW rapportage de index voor stilstaande waters (Belpaire et al., 2000) daar deze index (IBI: Index of Biotic Integrity) volledig in overeenstemming is met de vereisten van de Kaderrichtlijn Water. Deze index is opgebouwd uit verschillende metrieken, waarvan een overzicht gegeven wordt in tabel 2.14.

Tabel 2.14: Overzicht van de verschillende metrieken van de IBI en de opdeling in scoreklassen (Belpaire et al., 2000)

Metriek	Score				
	5	4	3	2	1
Total aantal soorten	>15	15-12	11-8	7-3	<3
Gemiddelde tolerantiewaarde	≥2,4	2,39-2	1,99-1,6	1,59-1,2	<1,2
Type soorten*	≥4,5	4,49-3,5	3,49-2,5	2,49-1,5	<1,5
% <i>Rutilus rutilus</i>	10-25	25,1-35 9,9-7,5	35,1-45 7,4-5	45,1-55 2,5-4,9	>55 <2,5
% <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	≥10	9,9-5	4,9-2	1,9-1	<1
% <i>Abramis brama</i>	0,1-10	10,1-20	20,1-30	30,1-40	>40

Metriek	Score				
	5	4	3	2	1
					0
Snoek rekrutering en biomassa (kg/ha)	≥20 (+ rekr.)	10-19,9 (+ rekr.)	<10 (+ rekr.)	≥20 (- rekr.)	<20 (- rekr.)
Zeelt rekrutering en biomassa (kg/ha)**	≥15 (+ rekr.)	10-14,9 (+ rekr.)	<10 (+ rekr.)	≥15 (- rekr.)	<15 (- rekr.)
Totale biomassa (kg/ha)	100-349	350-499 75-99	500-649 50-74	650-799 25-49	≥800 <25
Gewicht % exoten	<1	1-3,99	4-6,99	7-9,99	≥10
Gewicht ratio piscivoren/niet-piscivoren	0,2-0,14	0,139-0,1 0,201-0,25	0,09-0,067 0,251-0,33	0,066-0,05 0,331-0,5	<0,05 >0,5

*: score wordt bekomen door het gemiddelde te nemen van de scores bekomen voor de cursief gedrukte soorten

** : "+ rekr." and "- rekr." staat voor aan- of afwezigheid van rekrutering

De grenzen tussen de klassen zullen bij het bepalen van het MEP en GEP aangepast worden aan waarden die aangepast zijn aan de specifieke omstandigheden in de havendokken (rekening houdend met het 'nuttig doel'). Het is echter nuttig om te kijken welke score zou behaald worden indien gewerkt wordt met de klassegrenzen voor natuurlijke meren. Op deze manier komen mogelijke afwijkingen duidelijk naar voor. Vervolgens kan dan nagegaan worden in hoeverre de voorgestelde maatregelen deze afwijkingen kunnen opheffen.

De eerste metriek gebruikt het totale aantal soorten dat werd aangetroffen. Deze parameter integreert een tweetal eigenschappen van een waterloop in de uiteindelijke beoordeling, nl. de waterkwaliteit en de structuurkwaliteit. De parameter is gevoelig voor verschillende verstoringen (belemmering van de migratie, eutrofiëring, chemische vervuiling,...). Op rechteroever werden in 1996 en 1998 13 soorten aangetroffen. Op linkeroever ging het om slechts 5 soorten waarbij echter wel moet vermeld worden dat hier op slechts 1 locatie bemonsterd werd. Hierdoor zijn de resultaten een onderschatting van het echte aantal soorten. In 2008 werden zowel op linker- als op rechteroever 9 soorten aangetroffen. Dit geeft voor 1996 en 1998 een score van 4 voor deze parameter voor rechteroever (2 voor linkeroever). In 2008 werd voor zowel linker- als rechteroever een score van 3 bekomen. De aangetroffen soorten stemmen overeen met het verwachte brasem-snoekbaars type.

De tweede metriek is gebaseerd op de gevoeligheid van de aangetroffen soorten. Bij toenemende degradatie van het water zal het aantal soorten verminderen. In eerste instantie verdwijnen soorten die gevoelig zijn voor verstoringen zodat enkel de meest tolerante soorten overblijven. De tolerantiescores variëren van 1 (hoge tolerantie) tot 5 (intolerantie). Voor 27 vissoorten werd er aan de hand van literatuurgegevens een tolerantiewaarde toegekend, rekening houdend met zowel de structuur- als de waterkwaliteit. Om de totale waarde voor een locatie te berekenen, wordt het gemiddelde genomen van de scores van alle aangetroffen soorten. De meeste van de in de Antwerpse havendokken aangetroffen soorten hebben een tolerantiescore van 1 of 2. Slechts drie soorten hebben een hogere tolerantiewaarde (rietvoorn, spiering en winde, telkens TW:4). Deze soorten werden enkel aangetroffen op rechteroever. Het gemiddelde van de tolerantiewaarden in 1996 en 1998 is 2 voor rechteroever. In 2008 werd een waarde van 1,8 bekomen. Voor linkeroever is de gemiddelde tolerantiewaarde 1,6 in 1996 en 2008. Dit stemt overeen met een score van 4 voor rechteroever in 1996 en 1998 en 3 in 2008. Voor linkeroever werd een score van 3 bekomen voor deze metriek. De verschillen zijn voornamelijk te verklaren door de aan- of afwezigheid van de drie gevoeligere soorten in de stalen. Deze soorten werden echter nooit in grote hoeveelheden aangetroffen in de stalen. Het kan dan ook niet uitgesloten worden dat ze toevallig gemist werden tijdens de staalnamen waar ze ontbraken.

De derde parameter is gebaseerd op het voorkomen van enkele typische soorten voor stilstaande wateren. Hij combineert zowel de gevoeligheid voor verstoring, de aanwezigheid van typische soorten als de relatieve abundantie van elk van deze drie soorten. De drie gebruikte vissoorten hebben een toenemende gevoeligheid voor verstoring met rietvoorn als gevoeligste soort, blankvoorn als intermediair en brasem als minst gevoelige soort. De uiteindelijke score die zal toegekend worden, is dan het resultaat van het gemiddelde van de scores voor elke variabele.

Rietvoorn is een typerende soort voor een optimaal stilstaand water met een weelderige plantenvegetatie. Ondanks het ontbreken hiervan werd de soort toch aangetroffen in de havendokken op rechteroever in 1996 en 1998. De soort vertegenwoordigde echter slechts een heel gering aandeel van de totale biomassa die werd aangetroffen (0,9%). Op linkeroever en in de stalen van 2008 werd de soort niet aangetroffen. Daarom wordt voor deze deelparameter een score van 1 toegekend.

Voor blankvoorn kunnen verschillende, soms tegenstrijdige factoren het voorkomen beïnvloeden. Bij herbepotingen en eutrofiëring zal het percentage blankvoorn stijgen. Externe eutrofiëring en chemische vervuiling zullen dit percentage doen afnemen. Hierdoor zullen andere zeer tolerante vissoorten zoals brasem en paling gaan domineren. Zowel te lage als te hoge percentages blankvoorn zullen dus een lage score krijgen. In 1996 en 1998 scoorden de havendokken op rechteroever nog zeer goed voor deze parameter met een gemiddeld aandeel van 11%. Op linkeroever werd de soort echter niet aangetroffen in 1996 (score 1). In 2008 vertegenwoordigt blankvoorn zowel op rechter- als op linkeroever een laag aandeel van de totale biomassa (3% en 1% respectievelijk). Dit levert een score van 2 op voor rechteroever en 1 voor linkeroever. De verdringing van blankvoorn door brasem omwille van sterke voedselcompetitie is een typisch kenmerk van brasem-snoekbaars viswatertypes. Blijkbaar vormde deze verdringing in 1996 en 1998 nog geen probleem op rechteroever maar is het evenwicht sindsdien verschoven. Het aandeel snoekbaars is in elk geval ook duidelijk gestegen tussen 1998 en 2008 (tabel 2.12). In hoeverre dit kan verklaard worden door de staalname tijdens de winter is onduidelijk.

Brasem is een vissoort die zich zeer goed kan handhaven in sterk geëutrofieerde wateren. Hij zal daar domineren samen met blankvoorn en snoekbaars. In wateren met een goede kwaliteit zal de brasem ook aanwezig zijn, doch zal er nooit domineren. Het aandeel van deze soort in de verschillende staalnamen is zeer variabel. In 1996 werd op linkeroever slechts 1% brasem gevangen; in 2008 bedroeg het aandeel 20%. Op rechteroever bedroeg het aandeel 19% in 1996, steeg dan tot 54% in 1998 om in 2008 terug te dalen tot 37%. Deze waarden vertegenwoordigen de hele range van zeer goed tot ontoereikend voor deze parameter. Gezien ook in 1996 op enkele staalnameplaatsen op rechteroever een hoog aandeel aan brasem gemeten werd (tot 38%) lijkt een score van 2 of 3 toch het meest realistisch.

Voor de score van de parameter "type soorten" wordt vervolgens een gemiddelde gemaakt van de scores voor de drie type soorten (tabel 2.15).

Tabel 2.15: Berekening totaalscore voor de metriek typesoorten

	1996 RO	1996 LO	1998 RO	2008 RO	2008 LO
rietvoorn	1	1	1	1	1
blankvoorn	5	1	5	1	1
brasem	4	5	1	2	3
metriek	3	2	2	1	2

In de volgende twee parameters wordt gebruik gemaakt van twee vissoorten die typisch zijn voor een onverstoorde stilstaand water, namelijk zeelt en snoek. Beiden zijn een indicatie voor de aanwezigheid van een goede onderwater vegetatie, die onontbeerlijk is

in de levenscyclus van beide soorten. Nu is niet alleen de aanwezigheid van deze soorten een belangrijk gegeven, maar ook de rekrutering (voortplanting en opgroei juvenielen) is van belang om van een gezonde populatie te kunnen spreken. Vandaar dat ook deze parameter is opgenomen in de index. Gezien beide soorten niet voorkomen in de havendokken, is de score voor beide parameters 1.

Een typisch brasem-snoekbaars viswater heeft een maximale bezetting van 400-600 kg/ha. Algemeen kan gesteld worden dat bij een toenemende eutrofiëring de hogere primaire productie aanleiding zal geven tot een verhoging van de biomassa. Vervuiling leidt tot een daling van de biomassa, met in het extreem geval het verdwijnen van alle vis. Zo kan het dat beide effecten elkaar opheffen zodat er ogenschijnlijk niets aan de hand is met de biomassa. Analyse van de overige parameters moet dit aan het licht brengen. De scoreprocedure van de variabele werkt dus in twee richtingen, daar zowel een te hoge als een te lage biomassa het gevolg is van negatieve invloeden. Beiden zullen dan ook een lage score krijgen in de index.

Voor de bemonsteringen in 1996 en 1998 werd geen biomassa per ha bepaald. De biomassa wordt wel uitgedrukt in CPUE (catch per unit effort) maar deze waarden zijn niet zomaar om te zetten naar kg/ha. In 2008 werd de biomassa/ha in kaart gebracht met behulp van een sonar. De bezetting bleek laag te zijn, met een totale biomassa van 5,9 kg/ha voor rechteroever en 19,2 kg/ha voor linkeroever. Het sonaronderzoek heeft aangetoond dat de visbezetting in de haven op de linkerscheldeoever hoger is dan in de haven op de rechteroever. Op de rechterscheldeoever bleek zich relatief veel vis zich op te houden in het rustige water van het Houtdok, waar geen intensieve scheepvaart is. Uit de sonarbeelden is gebleken dat de meeste vis zich ophield in de diepere waterlagen, wat een gebruikelijk beeld is in de wintermaanden. De beelden lieten ook zien dat de vis zich bij voorkeur ophield in de buurt van structuren zoals het oevertalud of onregelmatigheden in de bodemstructuur. Bij structuren nabij de oever werd vooral kleinere vis waargenomen, terwijl bij structuren in de diepere waterlagen vooral grote vis (waarschijnlijk snoekbaars) werd gezien.

De bepaling van biomassa per ha met behulp van een sonar is echter geen standaardmethode voor de Kaderrichtlijn Water. De bekomen resultaten kunnen dan ook niet zomaar omgezet worden naar de klassen voor de index. Daarom wordt deze metriek weggelaten bij het berekenen van de totale visindex.

De volgende onderzochte parameter is het percentage exoten dat aangetroffen werd. De exoten in Vlaanderen zijn allen zeer tolerante soorten die dikwijls als belangrijke concurrenten kunnen beschouwd worden voor onze inheemse visfauna. Slechts in zeldzame gevallen zullen ze een vrije niche innemen zonder verdere gevolgen voor de al aanwezige visgemeenschap. In de havendokken werd de exoot snoekbaars aangetroffen in grote aantallen. Op rechteroever bedroeg het relatieve aandeel van snoekbaars 53% van het totaal gewicht. Op linkeroever was dit 48%. Dit geeft een score van 1 voor beide delen van de havendokken.

In een laatste parameter wordt de verhouding tussen piscivore (visetende) vissen en niet-piscivore vissen in rekening gebracht. Een gezond ecosysteem is gebaseerd op een voedselpyramide waarbij de opeenvolgende trofische niveaus elkaar in evenwicht dienen te houden. Dit betekent dat er een voldoende groot bestand aan roofvis moet zijn om de andere soorten in te perken, zodat de voedselbronnen voor deze prooi-soorten niet uitgeput raken. Zowel bij een overmaat als bij een tekort aan roofvis zal men een onstabiel ecosysteem verkrijgen zodat de scorecriteria aan beide gevallen dienen aangepast te zijn. Tot de piscivoren worden de snoekbaars, snoek en baars (> 20 cm) gerekend, als niet-piscivoren de brasem, kolblei, blankvoorn en rietvoorn.

Tabel 2.16: Verhouding piscivoren – niet-piscivoren

	1996 RO	1996 LO	1998 RO	2008 RO	2008 LO
piscivoren (%)	32	0	23	51	55
niet-piscivoren (%)	41	1	54	37	21
ratio	0,78	0,30	0,43	1,38	2,62
klasse	1	3	2	1	1

Uit de berekende ratio's piscivoren / niet-piscivoren blijkt een verschuiving van een overwicht aan niet-piscivoren naar piscivoren tussen 1998 en 2008. De verschuiving is voornamelijk te wijten aan een toename van de biomassa van snoekbaars ten nadele van o.a. blankvoorn. Algemeen kan wel besloten worden dat de verhouding verre van optimaal is. In 1996 scoorde de bemonstering op linkeroever wel matig, maar dit is slechts gebaseerd op één locatie en dus niet het meest betrouwbare cijfer. Een klasse van 1 is dan ook realistisch voor de havendokken. De grotere biomassa aan roofvis in vergelijking met hun prooien kan in stand gehouden worden door de continue aanvoer van prooivis via de sluizen enerzijds en door kannibalisme binnen de roofvispopulaties anderzijds (opeten van eigen juvenielen).

Tabel 2.17: Overzicht van de resultaten voor de verschillende metriecken van de visindex

Metriek	minimale score	maximale score
totaal aantal soorten	3	4
gemiddelde tolerantiewaarde	3	4
type soorten	1	3
Snoek rekrutering en biomassa	1	1
Zeelt rekrutering en biomassa	1	1
Totale biomassa (kg/ ha)	/	/
Gewicht % exoten	1	1
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	1	3
Totale score IBI	1,6	2,4

De totale score voor een locatie wordt bepaald door het gemiddelde te nemen van de scores voor alle metriecken. Wanneer de minimale scores voor de verschillende metriecken gebruikt worden leidt dit tot een score van 1,6, met maximale scores wordt 2,4 bekomen.

Parameters buiten de visindex

Omdat deze index ontwikkeld werd voor meren, worden niet alle nuttige functies die de havendokken hebben voor de vissen (voornamelijk foerageren, rusten, opgroeien en migratie (in mindere mate voortplanten/paaien), pers. mededeling Jan Breine) hierin meegenomen. De belangrijkste ontbrekende functie is de doortrek functie voor diadrome vissen. In de voorbije staalnamen werden in totaal reeds vijf diadrome en twee mariene soorten aangetroffen.

De rekrutering⁷ van deze vissoorten van brak en zout water en van diadrome soorten wordt ook niet opgenomen in de IBI voor meren. Nochtans is de rekrutering van deze soorten voor de havendokken relevanter dan deze van snoek en zeelt die wel opgenomen is. In tabel 2.18 wordt een overzicht gegeven van de juvenielen van diadrome, brakwater en mariene soorten die in de havendokken werden aangetroffen

⁷ Aangroei van de populatie door voortplanting en opgroeien van juvenielen

tijdens de verschillende staalnamen. Enkel voor haring, brakwatergrondel en spiering werden juvenielen aangetroffen.

Tabel 2.18: Aanwezigheid van juvenielen van diadrome, brakwater of mariene vissoorten in de havendokken

Soort	jaarklasse	1996 RO	1996 LO	1998 RO	2008 RO	2008 LO
Haring	0+	X				
Brakwatergrondel	0+				X	
Brakwatergrondel	1+				X	
Spiering	1+				X	

Invloed van polluenten op de vispopulatie

Traditioneel worden in Vlaanderen polluenten zoals PCB's, pesticiden en zware metalen gemeten in de waterkolom en in de waterbodem. Recentelijk krijgt het meten van de verspreiding van polluenten in biota meer aandacht. Naast een aantal praktische voordelen (betere meetbaarheid omwille van de hogere concentraties, standaardisatiemogelijkheden, vergelijkbaarheid van metingen, ...) biedt het meten in biota ook het voordeel dat de vuilvrachten in termen van biobeschikbaarheid gemeten worden (en aldus ook indicaties geven van gevaren voor milieu en mens). Verschillende toxische stoffen zijn vetoplosbaar en accumuleren in aquatische organismen doorheen de voedselketen. Eén van de meest geschikte indicatoren hiervoor is de Europese paling (*Anguilla anguilla*). Omwille van zijn hoog vetgehalte accumuleert deze soort bijzonder goed vetoplosbare polluenten. Zijn ruime verspreiding, zijn sedentair gedrag (althans in de gele aal fase) en zijn trofische niche en habitat zijn bijkomende elementen die paling bijzonder bruikbaar maken als monitoringorganisme (Goemans et al., 2003).

Daarom werden in verschillende waterlichamen in Vlaanderen palingen bemonsterd en geanalyseerd op de concentratie aan polluenten. Voor de havendokken werden palingen gevangen in het insteeddok 1, de Schelde-Rijn verbinding, aan de van Cauwelaertsluis en aan het Waaslandkanaal. Zoals overal in Vlaanderen werd de norm voor PCB's overschreden. Samen met het kanaal Nieuwpoort-Plassendale, het afleidingskanaal van de Leie, de Leie, de Schelde, de Dijle, de Laan, het kanaal Brussel-Rupel, het meer van Weerde, de Kempische kanalen, de Maas en het Albertkanaal behoren de dokken tot de waterlichamen met het hoogste aantal stalen die sterk afwijken van de norm voor PCB's.

De concentraties voor de andere polluenten lagen onder de norm, maar consumptie van de vissen blijft af te raden. Welke locatie het slechtst scoort, is verschillend voor de verschillende polluenten. Zo wordt de norm voor PCB's het sterkst overschreden in het Waaslandkanaal, terwijl voor enkele van de pesticiden zoals dieldrine en endrine een hogere concentratie gevonden werd in de Schelde-Rijn verbinding (bron: INBO).

Conclusies

De visgemeenschap in de havendokken wordt gekenmerkt door een lage dichtheid en een laag aandeel aan typische soorten voor stilstaande wateren. De havendokken scoren matig wat betreft het totale aantal soorten en voor de gemiddelde tolerantiewaarde. Het ontbreken van exoten is een positief punt. Er ontbreken echter een aantal typische soorten zoals snoek en zeelt. Deze soorten hebben allen behoefte aan een uitgebreide vegetatie om stand te kunnen houden. Het ontbreken van een vegetatiezone is dan ook een van de belangrijkste redenen voor het ontbreken van deze soorten. Dit gebrek aan waterplanten kan echter de lage biomassa niet volledig verklaren. Waarschijnlijk is deze het gevolg van een gebrek aan paai- en schuilplaatsen in de havendokken. De waargenomen dichtheden stegen immers aanzienlijk in de buurt van schuilplaatsen en in dokken met minder intensieve scheepvaart. Het gebrek aan

schuilplaatsen verhoogt bijvoorbeeld de kans op predatie van jonge vissen. Dit wordt ook gereflecteerd in de hoge ratio piscivoren / niet-piscivoren. De havendokken hebben nu reeds een belangrijke functie voor trekvis. Deze functie kan echter nog verder geoptimaliseerd worden door aangepaste maatregelen.

2.4.3 Fytoplankton

2.4.3.1 Bestaande gegevens

Voor fytoplankton werd in het verleden enkel de concentratie voor chlorofyl a bepaald. Dit is een goede maat voor de totale biomassa van het fytoplankton. Voor de maatlat fytoplankton wordt ook rekening gehouden met het percentage cyanobacteriën. Een hoog aandeel van deze groep t.o.v. het totale fytoplankton wijst op verstoring. Dit aandeel van cyanobacteriën werd echter voorheen nog niet gemeten in de havendokken. Voor de Zeeschelde zijn wel historische gegevens beschikbaar over het voorkomen van cyanobacteriën (De Pauw, 1975). Het is echter onmogelijk hieruit percentages af te leiden. Algemeen kan wel gesteld worden dat het aandeel cyanobacteriën in de Zeeschelde vrij laag was, maar wel met een piek in de nabijheid van Antwerpen en Gent.

In figuur 2.5 wordt de concentratie van chlorofyl a in juni en augustus weergegeven voor enkele van de VMM meetpunten. De zomerpiek viel meestal in juni, voor punt 804000 (in kanaaldok B2) ligt de piek echter in augustus voor 2003. De verschillen in maximale concentraties tussen de verschillende jaren zijn groot, gaande van 2,7 µg/L tot 61,2 µg/L. Deze laatste waarde is echter sterk afwijkend van de andere stalen van dat moment en van het staal in juni voor dezelfde locatie. Ze is vermoedelijk dan ook niet representatief voor de normale maximumwaarden in het kanaaldok. De tweede hoogste waarde (31,3 µg/L) werd bereikt in juni 2005. Voor deze maand is er een vergelijkbare piek te zien voor alle locaties. Het is onduidelijk wat de oorzaak is van deze piek. De concentraties aan fosfaat waren niet speciaal hoger op dat moment. In andere jaren liggen de maximale waarden tussen de 15 en de 20 µg/L. Deze gemiddelden liggen ver onder de VLAREM basisnorm van 100 µg/L, de grenswaarde voor goede waterkwaliteit voor licht brakke meren ligt op 60 µg/L. De chlorofylconcentratie is op zich wel niet voldoende om de toestand van het waterlichaam voor het kwaliteitselement fytoplankton te kunnen inschatten. Hiervoor is nog een aanvulling met gegevens van het aandeel cyanobacteriën noodzakelijk.

2.4.3.2 Gegevens uit monitoring

Methode

Voor de nieuwe fytoplankton monitoring werden op vijf plaatsen in de havendokken stalen verzameld in mei, juni, juli en augustus. De locatie van de staalnameplaatsen is weergegeven in figuur 2.6. Op elke locatie werd telkens een waterstaal genomen net onder het wateroppervlak. Dit staal werd gekoeld en in het donker bewaard en binnen het uur verwerkt.

Voor de bepaling van het chlorofyl a gehalte werd een volume van 200 ml water gefilterd over een GF/F glasvezelfilter. De filter werd in zilverpapier in gepakt en bewaard bij - 80 °C. Pigmenten werden gedurende 24 u geëxtraheerd in 10 ml 100% methanol bij 4 °C in het donker. De concentratie chlorofyl a in het methanol extract werd spectrofotometrisch bepaald. De absorptie van chlorofyl a werd gemeten bij een golflengte van 665 nm. Absorptie van abiogeen materiaal werd bepaald bij 750 nm.

De chlorofyl a concentratie werd berekend via de volgende formule:

$$\text{Chlorofyl a } (\mu\text{g/l}) = 13.9 \times [A_{665} - (A_{750\text{nm}} \times 0.002)] \times \frac{\text{Vol}_{\text{methanol}} (\text{ml})}{\text{Vol}_{\text{sample}} (\text{l})}$$

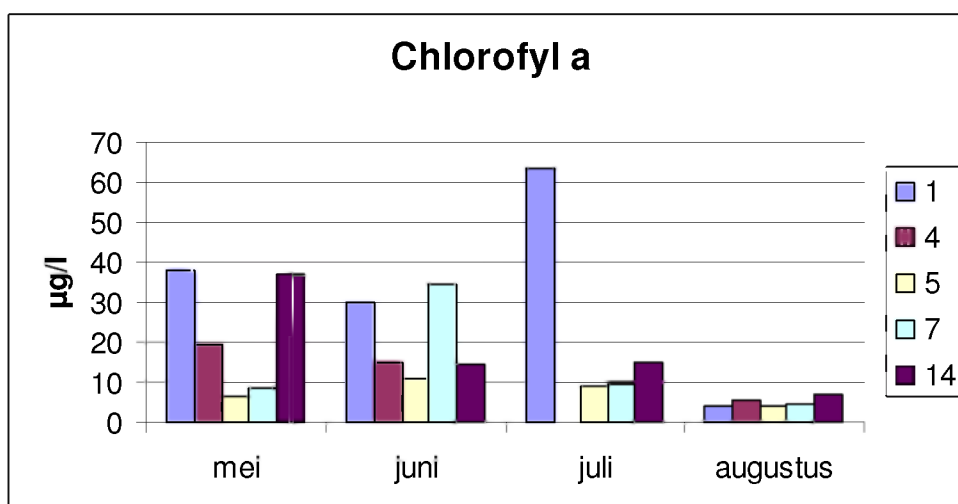
Voor de bepaling van de soortensamenstelling van het fytoplankton werd een watermonster gefixeerd met formol (eindconcentratie 5%). Een substaal van 10-20 ml werd met behulp van een omgekeerde microscoop onderzocht bij vergroting 400 x met als doel de aanwezigheid van cyanobacteriën na te gaan en de bijdrage van cyanobacteriën tot de totale fytoplanktonbiomassa te bepalen. De verschillende taxa in het monster werden tot op soort- of genusniveau geïdentificeerd. Een minimum van 200 cellen of kolonies werd geteld. Indien binnen deze telling geen cyanobacteriën werden werd het monster verder gescand op de aanwezigheid van cyanobacteriën. Van elk taxon werden minstens 10 willekeurig gekozen cellen of kolonies gemeten om het biovolume te bepalen. Het totale biovolume van elk taxon werd berekend door vermenigvuldiging van het aantal cellen of kolonies per ml van dit taxon en het gemiddelde biovolume per cel of kolonie van dit taxon. De bijdrage van alle cyanobacteriën of blauwalgen tot het totale biovolume werd gebruikt als een maat voor hun bijdrage tot de totale biomassa.

Resultaten

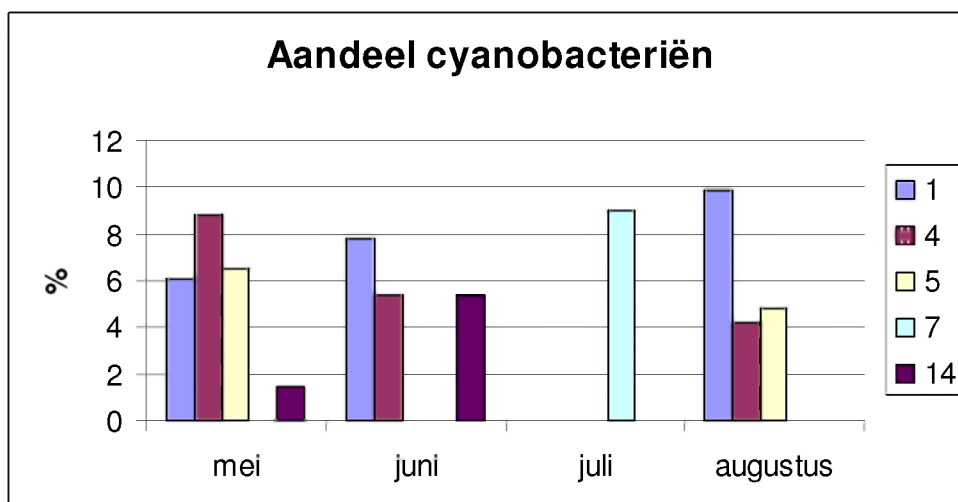
In illustratie 2.9a wordt de chlorofyl a concentratie weergegeven over de verschillende maanden en meetpunten. Het staal van punt 4 van de maand juli ging verloren tijdens het transport waardoor hiervoor geen gegevens beschikbaar zijn. De hoogste waarde wordt bereikt in juli op het staalnamepunt 1 (Verrebroekdok). Waarschijnlijk zijn de concentraties op deze locatie hoger omwille van het geringe debiet wat meer kans geeft op planktonbloei. De maximale waarde die gemeten werd was 63,6 $\mu\text{g/l}$, wat net boven de GET waarde voor zeer licht brakke meren ligt (60 $\mu\text{g/l}$)

Illustratie 2.9: Chlorofyl concentratie en aandeel cyanobacteriën op de verschillende staalnameplaatsen en tijdens de verschillende bemonsteringsperiodes

A



B



De soortensamenstelling in de monsters sluit aan bij deze van de brakwaterzone van het Schelde estuarium en deze van voedselrijke rivieren. Soorten die ook in de brakwaterzone van het Schelde estuarium worden teruggevonden zijn diverse diatomeeën, waaronder *Thalassiosira* soorten, *Pseudonitzschia* en *Skeletonema*. Soorten die eerder kenmerkend zijn voor voedselrijke rivieren zijn verscheiden genera uit de Chlorophyta (*Scenedesmus*, *Coelastrum*, *Dictyosphaerium*, *Monoraphidium*, *Chlorella*), de flagellaat *Cryptomonas* en de diatomee *Cyclotella atomus*. Dit suggereert een input van zowel het estuarium als van rivierwater.

Een overzicht van de verdeling over verschillende typen is weergegeven in figuur 2.8. Centricate diatomeeën zijn soorten met een ronde vorm, terwijl pennate diatomeeën een langgerekte vorm hebben. In zout water vindt men gemiddeld een hoger aandeel centricate soorten, terwijl in zoet water pennate soorten dominant zijn. Op de grafieken valt voornamelijk op dat staalnameplaatsen 7 en 14 afwijken van de andere drie staalnameplaatsen. In mei werd op deze locaties een hoger aandeel centricate diatomeeën aangetroffen, terwijl in juni het aandeel groenwieren hoger was. Een verklaring hiervoor is moeilijk te geven gezien de ruimtelijke variatie van de fysico-chemische parameters beperkt was.

Cyanobacteriën waren eerder zeldzaam in de monsters. De genera die werden waargenomen zijn *Microcystis*, *Limnothrix*, *Cyanothece*, *Anabaena* en *Pseudanabaena*. Cyanobacteriën maakten slechts in één geval meer dan 5% van het totaal aantal waargenomen cellen of kolonies uit. Doordat deze cyanobacteriën relatief groot zijn in vergelijking met de andere soorten die werden waargenomen was hun bijdrage tot het totale biovolume desalniettemin in diverse monsters meer dan 5% (illustratie 2.9b). Gezien de lage densiteiten kan men hier niet gewagen van problematische algenbloeien. De afwezigheid van cyanobacteriën is niet noodzakelijk toe te schrijven aan verhoogde saliniteitsgehalten. In het nabije Galgenweel worden bij hogere saliniteiten namelijk wel cyanobacteriën-bloeien waargenomen. Wellicht verhindert de diepe, gemengde en relatief troebele waterkolom de ontwikkeling van cyanobacterie-bloeien. De weinige cyanobacteriën die werden waargenomen zijn mogelijk aangevoerd vanuit rivieren/kanalen.

De lage waarden voor zowel chlorofyl a als cyanobacteriën kunnen echter wel het gevolg zijn van het ontbreken van een zonnige zomerperiode in 2008. Echte pieken worden immers pas verwacht wanneer er voldoende licht en warmte is. Dit maakt het

moeilijk de huidige toestand van het waterlichaam te interpreteren op basis van de gemeten waarden. In het kader van het OMES project (2002-2003) werd een bloei van *Microcystis* vastgesteld in de dokken te Zandvliet in de maanden juli en augustus. Rond dezelfde periode werden ook *Microcystis* kolonies aangetroffen in de Schelde. Cyanobacteriën zouden dan ook lokaal een probleem kunnen zijn. Dit zal echter opgelost worden van zodra de nutriëntconcentraties in het water dalen. Hiervoor zal echter een daling van de nutriëntconcentraties in de bovenstroomse gebieden (voornamelijk Albertkanaal) noodzakelijk zijn.

2.4.4 Fytobenthos

Voor fytobenthos zijn geen historische gegevens voorhanden. Voor dit kwaliteitselement zal dan ook vertrokken worden van de nieuwe monitoring. Een volledig rapport van deze monitoring is opgenomen als bijlage 2. De staalname locaties zijn weergegeven op figuur 2.6. Een samenvatting wordt hieronder gegeven.

In mei 2008 zijn op 15 locaties monsters (stalen) genomen van het plantaardig aangroei (fytobenthos) van de Antwerpse dokken en de Schelde-Rijnverbinding. Nabij de waterlijn was er meestal een zone van met het blote oog zichtbare groenwieren, op enkele centimeters diepte meestal overgaand in een bruine, glibberige laag, met o.a. microscopische algen.

Op alle locaties zijn stalen verzameld op ca 20 cm diepte en op vijf locaties ook van de waterlijn. Van de 22 stalen zijn er 17 van verticale, betonnen muren en vijf van grotere of kleinere stenen op minder steil hellende oevers. Een gedetailleerde beschrijving van de methode is te vinden in bijlage 2.

Wat betreft het getelde aantal exemplaren voor het determineren en tellen van diatomeeën is er in Europa slechts één officiële norm en dat is European Standard EN 14407 'Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters' (CEN 2004). De paragraaf over de monstergrootte luidt als volgt: 'The number of units necessary to compute diatom-based pollution indices will depend upon the uses to which the data are put. A typical count size is 300 to 500 units, although lower or higher numbers may be appropriate for some purposes. Lower numbers may lack the statistical rigour necessary for some applications. The minimum and maximum number of units should be appropriate to the objectives of the study and should be specified in advance'. Het aantal schaaltes dat wordt geteld is dus afhankelijk van het doel. Voor de Antwerpse havendokken blijkt het aantal van 200 ruim voldoende om inzicht te krijgen in de invloed van de belangrijkste milieuvariabelen, het berekenen van indices en het formuleren van het MEP. In de meeste Nederlandse studies wordt ook uitgegaan van een aantal van 200 exemplaren (zie Kwaliteitshandboek Hydrobiologie, in voorbereiding).

In preparaten van elk van de stalen werden 200 schaaltes van kiezelwieren geteld, behorend tot 121 soorten. Hiervan zijn er 24 kenmerkend voor zoet en 84 voor zwak tot sterk brak water. De flora is typerend voor estuaria langs de NW-Europese kusten. De meeste van de algemene voorkomende soorten zijn bestand tegen de grote schommelingen in het chloridegehalte en diverse soorten zijn ook gevonden in wateren die zijn vervuild met industrieel afvalwater. Ze indiceren voorts alkalisch, voedselrijk water, dat niet al te sterk is verontreinigd met organisch, afbreekbaar materiaal en waarin geen sterke zuurstofonderverzadiging voorkomt. *Catacombas obtusa*, die ruim 9% van het aantal getelde exemplaren uitmaakt, is de algemeenste soort en komt in alle monsters voor.

De monsters kunnen op grond van de soortensamenstelling worden verdeeld in vijf clusters: 'Linkeroever' (locaties 1-4), 'Amerika- en Albertdok' (5-6), 'Kanaaldok-Zuid' (7-10), 'Kanaaldok-Noord' (11-14) en 'Schelde-Rijnverbinding' (15). *Nitzschia filiformis* (var. *conferta*) is de tweede soort uit het gebied (8% van het totaal) en vormt kolonies in geleibuisen, vooral in de Kanaaldokclusters. In de Schelde-Rijnverbinding komen soorten die met geleistelen aan de ondergrond zijn vastgehecht, significant meer voor dan in de overige clusters. Ze worden niet gemakkelijk weggesleurd in het water, dat hier door de drukke scheepvaart vaak zeer turbulent is. In de kleinere (luwere) dokken, zoals het Albertdok en het Amerikadok, komen de minder goed vastgehechte soorten weer meer voor.

De verschillen in zoutgehalte zijn waarschijnlijk de belangrijkste oorzaak voor de verschillen in de diatomeeënsamenstelling van de dokken. De bemonsteringsdiepte heeft wel een significante invloed op de soortensamenstelling, maar deze is niet groot in vergelijking met de variatie tussen de locaties. Soorten die kenmerkend zijn voor wisselende waterstand komen maar weinig voor, het meest nog op een flauw hellende oever in het Verrebroekdok. Er kan geen significant verschil worden aangetoond tussen de kiezelwierenbegroeiingen van oevers met een verschillende ligging ten opzichte van de windrichtingen.

De aan- of afwezigheid van niet-inheemse soorten is voor fyto-benthos minder relevant dan voor bijvoorbeeld vissen of macro-invertebraten. Vele diatomeeënsoorten zijn immers cosmopolitisch en worden dan ook overal aangetroffen waar de omstandigheden optimaal zijn voor hun groei. De aangetroffen soorten komen sterk overeen met de soorten die in de brakke delen van Noordwest-Europese estuaria voorkomen. De kans is echter niet uitgesloten dat zich daaronder sterk gelijkende, van elders aangevoerde soorten bevinden (Vanormelingen et al. 2008).

2.5 Samenvatting huidige toestand

Fysico-chemisch is de huidige toestand van de havendokken vrij goed. Enkel het nutriëntgehalte is hoger dan de norm voor een goede ecologische kwaliteit. Ook voor parameters als het geleidend vermogen en het chloridegehalte liggen de waarden hoger dan de norm, maar dit is te wijten aan de verbinding met de Zeeschelde en wijst dus niet op een slechte waterkwaliteit. Wat betreft de kwaliteit van de waterbodems is de toestand minder goed. Hier wijken de waarden sterk af van de referentie.

Wanneer de waterkwaliteit beoordeeld wordt aan de hand van de biologische kwaliteitselementen, is het beeld dat verkregen wordt afhankelijk van het biologische kwaliteitselement dat beschouwd wordt. Op basis van het fytoplankton en fytobenthos lijkt de kwaliteit goed te zijn. Wanneer naar de vissen gekeken wordt, blijkt echter dat de havendokken op een aantal punten niet zo goed scoren. Zo zijn er te veel roofvissen in verhouding met prooivissen. Ook ontbreken een aantal soorten die typisch zijn voor meren met een goede waterkwaliteit. Deze soorten zijn echter niet te verwachten in brak water met een geringe oppervlakte aan vegetatie waardoor het ontbreken ervan ook geen goede indicatie is voor de waterkwaliteit in de havendokken. De havendokken blijken een belangrijke functie te hebben voor de doortrek van diadrome soorten. De macro-invertebraten gemeenschap wijkt sterk af van wat verwacht wordt in een brak meer. Dit is voornamelijk te wijten aan een hoog aantal niet-inheemse soorten. Ook de totale soortenrijkdom en diversiteit zijn laag.

Samenvattend kan gesteld worden dat de ecologische kwaliteit van de havendokken niet optimaal is, maar dat er zeker wel potenties zijn om deze kwaliteit te verbeteren.

Wanneer gebruik wordt gemaakt van de Praagse methode is het strikt genomen niet nodig om een natuurlijk waterlichaam als referentie aan te duiden. Er wordt bij deze methode immers niet gestart vanuit de referentie, maar vanuit de huidige toestand van het waterlichaam. Toch is het interessant om te kijken welk natuurlijke type het dichtst aansluit bij het waterlichaam dat bestudeerd wordt. Dit om bij het bepalen van de doelstellingen rekening te kunnen houden met wat haalbaar is onder reële omstandigheden.

Verder wordt ook gekeken naar andere havengebieden. Enerzijds kan dit interessant zijn om te zien welke natuurlijke watertypen zij als referentie gekozen hebben, anderzijds zijn de doelstellingen die vooropgesteld worden voor deze havens op zich interessant als vergelijkingsmateriaal voor de doelstellingen voor de Antwerpse havendokken.

3.1 Natuurlijke waterlichamen

In principe gebeurt het indelen in typen en dus ook het bepalen van de referenties voor waterlichamen enkel op basis van hydromorfologische karakteristieken. Dit is echter moeilijk voor kunstmatige waterlichamen zoals de havendokken omdat deze per definitie een sterk afwijkende hydromorfologie hebben. Er worden echter ook ter indicatie grenzen voor fysico-chemische parameters aangegeven die mogelijk meer houvast bieden bij het bepalen van de referenties die het dichtst aanleunen bij het onderzochte waterlichaam (Jochems et al., 2002).

De natuurlijke waterlichamen kunnen ingedeeld worden in meren, rivieren en kust- en overgangswateren. Volgende definities worden hierbij gehanteerd:

meer: een massa stilstaand oppervlaktewater

rivier: een binnenwaterlichaam dat grotendeels bovengronds stroomt, maar dat voor een deel van zijn traject ondergronds kan stromen

overgangswater: een oppervlaktewaterlichaam in de nabijheid van een riviermonding dat gedeeltelijk zout is door de nabijheid van kustwateren, maar dat in belangrijke mate door zoetwaterstromen beïnvloed wordt

kustwateren: de oppervlaktewateren, gelegen aan de landzijde van een lijn waarvan elk punt zich op een afstand bevindt van één zeemijl zeewaarts van het dichtstbijzijnde punt van de basislijn vanwaar de breedte van de territoriale wateren wordt gemeten, zo nodig uitgebreid tot de buitengrens van een overgangswater

In de havendokken is er een duidelijke stroming aanwezig. Het debiet is echter niet zo groot (gemiddelde voor RO 13,7 m³/s (2006) en LO 1 m³/s (2004)), zeker in vergelijking met het volume van de dokken. Er zijn bovendien grote verschillen tussen de verschillende zones in de havendokken. Zo is het debiet 2 m³/s aan de Schelde-Rijnverbinding, in het midden van het kanaaldok net boven Churchilldok is het ongeveer 8 m³/s en in het zuidelijk deel van de dokken op rechteroever is het 13 m³/s. In het Doeldok, Vrasenedok en in de insteedokken zijn er geen grote dokwaterverbruiken of bronnen (het aandeel captatie industrie is te verwaarlozen). Vandaar dat in deze laatste genoemde dokken op jaarbasis geen debiet waar te nemen is. Gezien het grote volume aan water in de dokken en gezien er duidelijke verschillen in stroomdebiet zijn tussen de maritieme toegangen en de eigenlijke dokken, zal de stroming in de havendokken zeker niet overal als 'functiebepalende factor' beschouwd kunnen worden. Gezien dit de basis

is om de opdeling tussen stilstaande en stromende wateren te maken, werden de havendokken ingedeeld bij de meren.

Veeleer dan te zoeken naar welke referenties het meest gelijkend zijn, zal echter gezocht moeten worden naar die referentie die de minst significante verschillen vertoont met de havendokken. Geen enkele referentie in Vlaanderen komt immers goed genoeg overeen met de toestand in de havendokken (vb. naar diepte, grootte, conductiviteit,...) om echt goed aan te sluiten.

Tabel 3.1: vergelijking van verschillende natuurlijke referentietypes met de gemiddelde waarde in 2007 voor de havendokken (Jochems et al., 2002; van der Molen & Pot, 2007)

	havendokken	Vlaanderen	Nederland		
		Bzl*	M30*	M31*	M32*
maximale waterdiepte (m)	>19	<1,5	8,4	n.d.	n.d.
grootte (m ²)	19.504.286	3500-4500	<3.000.000	<5.000.000	>5.000.000
Totaal fosfaat (mg P/L)	0,17	1,76-2,62	eutroof	eutroof	eutroof
Silicaat (mg/L)	1,3**	15,4-16,1	n.d.	n.d.	n.d.
pH	7,9	8,3-8,5	basisch	basisch	basisch
COD	27,1	69,4-108,1	n.d.	n.d.	n.d.
zuurstofverzadiging (%)	89,7	78-104	n.d.	n.d.	n.d.
Cl (mg/L)	2414	>300	300-3000	>3000	3000-5400
geleidbaarheid (μS/cm)	7783	> 2000	n.d.	n.d.	n.d.

n.d.: niet differentiërend

*: Bzl: zeer licht brakke meren, M30: zwak brakke wateren, M31: kleine brakke tot zoute wateren, M32: grote brakke tot zoute meren

** : gebaseerd op 1 meting op 30/07/2008

In tabel 3.1 staan de meest gelijkende referentietypes weergegeven uit de typologie van Vlaanderen en Nederland. Gezien de havendokken aangeduid zijn als 'meer' en brak water bevatten, komen enkel het Vlaamse type 'zeer licht brakke meren' en de Nederlandse types 'zwak brakke wateren', 'kleine brakke tot zoute wateren' en 'grote brakke tot zoute meren' in aanmerking.

Voor elk referentietype staan telkens de differentiërende factoren vermeld. Dit zijn waarden voor een bepaalde variabele die het type onderscheidt van de andere types. De waarden die vermeld staan zijn dus geen referentiewaarden voor goede ecologische status. Het zou immers fout zijn het meest gelijkende referentietype te kiezen op basis van deze referentiewaarden. Het aantal fysico-chemische variabelen die differentiërend zijn is beperkt. Dit is logisch gezien de typologie normaal hoofdzakelijk gebaseerd moet zijn op hydromorfologische gegevens.

Uit de vergelijking van de gemiddelde waarden in de havendokken voor 2007 met deze differentiërende waarden blijkt duidelijk dat er geen goede natuurlijke referenties voor de havendokken te vinden zijn in Vlaanderen en Nederland. Vooral de grote oppervlakte en diepte in combinatie met het zwak brakke karakter zijn sterk afwijkend van de natuurlijke typen. Voor het Nederlandse natuurlijke type zijn de differentiërende karakteristieken ook zeer beperkt, wat een goede vergelijking moeilijk maakt.

3.2 Andere havengebieden

Het aantal havengebieden dat gelijkenis vertoont met de Antwerpse havendokken is beperkt. Zo zijn er slechts weinig havens met dokken die niet onderhevig zijn aan getijden. Bovendien moet ook rekening gehouden worden met de klimaatszone waarin de haven zich bevindt. Dit maakt dat enkel havens van buurlanden in aanmerking komen.

In Nederland heeft de haven van Rotterdam ook dokken. Deze staan echter onder invloed van de getijden wat de ecologische omstandigheden in de dokken sterk beïnvloedt. Gezien het beperkte aantal locaties die kunnen dienen als vergelijkingspunt, zullen de referenties die bepaald werden voor de haven van Rotterdam echter wel bekeken worden, uiteraard steeds rekening houdend met het grote verschil in omgevingscondities. Het vergelijken van de doelstellingen is echter niet mogelijk gezien in Nederland andere maatlatten gebruikt worden dan in Vlaanderen en gezien de Rotterdamse havendokken als referentie het natuurlijke type O2 (estuarium met matig getijdeverschil) hebben.

Ook het Noordzeekanaal dat de verbinding vormt tussen IJmuiden (Amsterdam) en de noordzee vormt een mogelijk vergelijkingspunt. Het kanaal is een kunstmatig waterlichaam met grotendeels verharde oevers en zit achter sluizen. Door de wisselwerking van de aanvoer van zoet water uit het binnenland en zout water dat door de versellingen in het kanaal terecht komt, is er een zoet-zout gradiënt terug te vinden. Hierdoor is het kanaal belangrijk voor trekvisserij. Recent werden maatregelen uitgevoerd om de trek van vissen nog te stimuleren. Verder werden net buiten het kanaal zones met natuurlijke oevers ingericht die in verbinding staan met het kanaal. De groei van macrofyten (schedefonteinkruid) op deze oevers wordt vooralsnog echter verhinderd door de graasactiviteiten van de niet-inheemse soort Chinese wolhandkrab (Kikkert, 2008). Voor dit waterlichaam werden echter nog geen doelstellingen voor MEP of GEP bepaald.

In Frankrijk zijn de havens van Le Havre en van Dunkerque het meest gelijkaardig aan deze van Antwerpen. Frankrijk is echter nog niet ver gevorderd in het uitwerken van de referentiecondities voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen. Er is dan ook geen bestaand MEP of GEP voor deze havens beschikbaar waarmee vergeleken kan worden.

In Groot-Brittannië benadert de haven van Hull het best de omstandigheden van de Antwerpse havendokken. Ook hier is het opstellen van MEP en GEP echter nog niet afgerond zodat deze haven niet als referentie kan gebruikt worden.

4 MAATREGELEN

4.1 Inleiding

Om de negatieve ecologische effecten van hydromorfologische ingrepen op te heffen of te verzachten kunnen mitigerende maatregelen worden genomen. Mitigerende maatregelen zijn eigenlijk alleen van toepassing op natuurlijke en sterk veranderde waterlichamen. In het geval van kunstmatige waterlichamen gaat het in feite om verbeterende maatregelen omdat hier geen natuurlijke toestand bestaat. In dit rapport wordt de term mitigerende maatregelen aangehouden voor de verbeterende maatregelen. De mogelijke mitigerende maatregelen worden in paragraaf 4.2 uitgewerkt en vormen de basis voor de afleiding van het MEP (hoofdstuk 5) en het GEP (hoofdstuk 6).

Mitigerende maatregelen zijn maatregelen die de ingrepen op waterlichamen niet volledig herstellen, maar de negatieve effecten ervan verzachten. Aangezien de Antwerpse havendokken een kunstmatig waterlichaam vormen, zijn er geen mitigerende maatregelen die de oorspronkelijke, natuurlijke toestand dichterbij kunnen brengen. Wel zijn er maatregelen die de ecologische toestand (lokaal) kunnen verbeteren.

Naast herstelmaatregelen en mitigerende maatregelen, die zich specifiek richten op het waterlichaam, zullen generieke maatregelen – maatregelen met een meer algemeen gewestelijk (Vlaanderen) dan wel waterlichaamspecifieke doelstelling – eveneens bijdragen aan het MEP en GEP. Deze generieke maatregelen zijn er immers op gericht om afwenteling te voorkomen en daarmee de effectiviteit van met name mitigerende maatregelen te vergroten. De keuze welke generieke maatregelen worden meegenomen, is de verantwoordelijkheid van de bevoegde overheden in het kader van de opmaak van het stroomgebiedbeheerplan. Deze generieke maatregelen zijn beschreven in het maatregelenprogramma horende bij het stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde.

4.2 Inventarisatie mitigerende maatregelen

4.2.1 Maximaal maatregelenpakket

In dit deel worden *alle* denkbare mitigerende maatregelen benoemd die (delen van) de negatieve effecten van de *hydromorfologische ingrepen* opheffen én maatregelen die gericht zijn op het waarborgen van de *ecologische kwaliteit*. Dit betekent dat ook maatregelen waarvan slechts een gering positieve respons wordt verwacht, hier worden meegenomen. Er vindt dus geen discriminatie plaats op basis van aard en omvang van de maatregel.

Maatregelen die positief zijn voor het bepalen van het GEP maar geen effect hebben op de *hydromorfologische kwaliteit* of de *ecologische kwaliteit* worden hier niet beschouwd conform de KRLW methodiek. Bijvoorbeeld de maatregel 'saneren waterbodembodem voor ecologische redenen' die mogelijks positieve effecten heeft op het GEP wordt hier niet meegenomen. Deze generieke maatregel komt wel aan bod in het stroomgebiedbeheerplan van de Schelde en het bekkenbeheerplan voor het Benedenscheldebekken.

Bij een aantal maatregelen zullen soorten zich vestigen die niet behoren tot een van de kwaliteitselementen, maar die wel bijdragen aan het verhogen van de ecologische kwaliteit. In tabel 4.1 wordt een samenvatting gegeven van de voorgestelde maatregelen.

Tabel 4.1 Overzicht inventarisatie mitigerende maatregelen (Eertman, 2000, Arcadis, 2003; RIZA, 2003; Cowdown & Dangerfield, 2007 + eigen aanvullingen GHA, HK en stuurgroep).

Maatregelen	Doel maatregel
<i>Morfologische condities</i>	
Verwijderen hard substraat	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Verwijderen sluizen	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Aanbrengen verbeterd hard substraat	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanbrengen zandlaag op talud	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	Verbeteren ecologische kwaliteit
Natuurvriendelijke oevers: flauw talud	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg plasbermen / vooroever	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg achterplas	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aangepaste vaarsnelheid	Verbeteren ecologische kwaliteit
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>	
Vermijden noodzaak om te baggeren	Verbeteren ecologische kwaliteit
Verminderen frequentie, diepte en oppervlakte baggeren	Verbeteren ecologische kwaliteit
Verjagen vissen voor start baggeren	Verbeteren ecologische kwaliteit
Vermijden van resuspensie sediment	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanpassingen planning baggeren: • Aanpassen tijdstip baggeren • Ruimtelijke fasering baggeren	Verbeteren ecologische kwaliteit
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van de ecologische kwaliteit</i>	
Vispassage aanleggen*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Visvriendelijk sluisbeheer*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Aanleg paaiplaatsen	Verbeteren vispopulatie*
Creëren rustzones voor vissen in kaaimuren	Verbeteren vispopulatie*
Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen	Verbeteren vispopulatie
Handhaving visserij	Verbeteren vispopulatie
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Bestrijding invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Aanleg fauna uitreedplaatsen	Verbeteren migratiemogelijkheden

* De maatregel komt zowel ten goede aan de havendokken als aan het aangrenzende regionale water.

Verwijderen hard substraat

In het havengebied bestaat het substraat voornamelijk uit steen en staal; rechte, diepe kademuuren in beton (kaaimuren) of in staal (damwanden genoemd) en schuine, stenen oeververdediging (taluds genoemd) bepalen het beeld. Dit type substraat introduceert organismen die niet of weinig voorkomen in natuurlijke brakke meren (watertype Bzl of M30). Het ontharden van de oevers door verwijdering van alle hard substraat zou de natuurwaarde van de havendokken aanzienlijk verhogen door meer mogelijkheden te bieden voor de vestiging van typische soorten. Ook de algemene soortdiversiteit zal hierdoor verhogen omdat er een grotere diversiteit aan structuurkenmerken zal zijn dan nu het geval is.

Deze maatregel scoort dan ook positief voor alle maatlatten, de effecten op sociaal-economisch vlak zijn echter te negatief om deze maatregel haalbaar te maken (zie verder).

Verwijderen sluizen

Door het verwijderen van de sluizen zou de migratie van voornamelijk vissen vanuit de Zeeschelde naar de rivieren niet langer gehinderd worden. Deze maatregel scoort dan ook positief voor de maatlat vissen en is neutraal voor de andere maatlaten. Net als bij de vorige maatregel, zullen de sociaal-economische effecten de haalbaarheid van deze maatregel beperken (zie verder).

Aanbrengen verbeterd hard substraat

Hoewel de oppervlakte aan hard substraat de vestiging van typische meersoorten verhindert, kan ze wel de natuurwaarde van het waterlichaam vergroten. Het type hard substraat is belangrijk voor de mogelijke vestiging van organismen. Hoe ruwer het substraat, des te gunstiger is deze voor de vestiging van organismen.

Het bekledingsmateriaal van de kademuren bepaalt in combinatie met de heersende abiotiek de aard en samenstelling van de levensgemeenschappen. Ruwheid, warmtecapaciteit en watervasthoudend vermogen zijn belangrijke eigenschappen. Hoe ruwer het oppervlak, hoe minder het materiaal door de zon wordt opgewarmd en hoe beter water wordt vastgehouden, des te beter komen hard-substraat-levensgemeenschappen tot ontwikkeling (Paalvast, 1998).

Algemeen kan worden gesteld dat het gebruik van gietasfalt leidt tot soortenarme levensgemeenschappen. Voor een goede ontwikkeling van hard-substraat-levensgemeenschappen komen betonzuilen en ecozuilen als bekledingsmateriaal in aanmerking. Ecozuilen zijn betonzuilen met een toplaag met een open structuur (vb. lavasteen).

In de haven worden de volgende materialen voornamelijk gebruikt: (breuk)steen, beton en staal.

Deze maatregel zal een (licht) positief effect hebben voor de maatlaten macro-invertebraten, vissen en fyto-benthos.

Aanbrengen zandlaag op talud

Het ontbreken van plantengroei op de glooiingen is deels een gevolg van het ontbreken van sediment of organisch materiaal in de voegen van het zetsel. Door op een zo natuurlijke mogelijke wijze de glooiing in te wassen (sediment in te voegen), kunnen planten de mogelijkheid krijgen zich te vestigen. De vegetatie die ontstaat, levert structuurverrijking zodat ook ruimte wordt geboden aan allerlei dierlijke organismen die in de overgangszone thuishoren (Paalvast, 1998).

Overlagen en inwassen zijn goedkope methodes om harde oevers een zachter aanzien te geven. Het aan te brengen materiaal moet redelijk erosiebestendig zijn. Uit recente proeven met oeverlagen en inwassen blijkt, dat het materiaal snel wegspoelt bij een storm. Verdere ontwikkeling van deze maatregel is gewenst voordat deze op groter schaal kan worden ingezet (Haskoning, 2007).

Deze maatregel zal een positief effect hebben op macro-invertebraten omwille van een grotere structuurdiversiteit van de oevers. De vestiging van macrofyten kan indirect een licht positief effect hebben op de maatlaten fyto-benthos, fytoplankton en vissen. Gezien echter de problemen om deze maatregel op een duurzame manier toe te passen, wordt het effect voor de verschillende maatlaten als neutraal beschouwd.

Aanbrengen groeizones macrofyten op talud

Om macrofyten de kansen te geven zonder de problemen met wegspoeling van de voorgaande maatregel, kunnen ook meer duurzame versies van groeizones aangebracht worden. Het vervangen of bedekken van de breuksteenzones met doorgroeimatten biedt bijvoorbeeld goede mogelijkheden voor de vestiging van macrofyten. Deze matten zijn specifiek ontworpen om de impact van golfwerking te kunnen weerstaan en bevatten een speciale structuur om de wortels van macrofyten meer grip te geven. Een andere mogelijke maatregel is het vervangen van de breuksteen door doorgroeibare of begroeibare 'ecoblokken' op enkele locaties. Voor de havendokken zullen voornamelijk begroeiingen met riet of zeebies in aanmerking komen.

Deze maatregel zal een positief effect hebben op macro-invertebraten omwille van een grotere structuurdiversiteit van de oevers. De vestiging van macrofyten kan indirect een positief effect hebben op de maatlatten fyto-benthos, fytoplankton en vissen.

Natuurvriendelijke oevers: flauw talud

Het afvlakken of verflauwen van het talud rekt zones waarin hard-substraatorganismen voorkomen en vermindert bovendien de impact van golven waardoor ontwikkelingskansen groter worden.

Flauwe taluds zorgen voor een grotere ecologische diversiteit en maken het mogelijk dat organismen migreren van land naar water en omgekeerd. Deze maatregel zal een positief effect hebben voor de maatlatten fyto-benthos en macro-invertebraten. Bijkomend kan er ook een effect zijn op enkele soortgroepen die niet in de evaluatie worden meegenomen zoals vogels en kleine zoogdieren.

Gezien de oppervlakte die nodig is voor de aanleg van oevers met flauw talud, is deze maatregel echter niet haalbaar in de Antwerpse havendokken (zie verder).

Aanleg en inrichting oeverhoekjes

In enkele dokken zouden oeverhoekjes kunnen aangelegd worden waar dit niet hindert voor de scheepvaart. In deze hoeken wordt de verharding verwijderd en worden zo mogelijkheden voorzien voor de vestiging van natuurlijke vegetaties (vb. zeegras). Een andere mogelijkheid is het aanbrengen van drijvende structuren waarop macrofyten zich kunnen verstigen (zie ook bijlage 3).

Deze maatregel zal via de vestiging van macrofyten een indirect positief effect hebben op de maatlatten fytoplankton, fyto-benthos en vissen.

Aanleg plasbermen / vooroever

Plasbermen verlagen de gemiddelde stroomsnelheid en zorgen vooral in begroeide zones voor een afvlakking van de stroomsnelheidswisselingen. Zo verminderen ze het negatieve doorspoeleffect bij hoge piekafvoeren. Daardoor zijn ze belangrijk voor bijna alle inheemse vissoorten als paaiplaats, als foerageergebied of als leefgebied. Aanvullende verdiepingen bieden mogelijk een grotere temperatuurstabiliteit, die ook belangrijk is voor vissen.

Wanneer de plasberm beplant wordt, zal naast de ecologische waarde van de vegetatie, het natuurlijk waterzuiverend vermogen in belangrijke mate verhogen. Dit is vooral het geval bij gebruik van riet, maar ook bij lisdodde, gele lis en mattenbies. In plasbermen krijgen moerasvegetaties ruimte, wat nestgelegenheid biedt aan tal van watervogels (o.a. waterhoen, dodaars, wilde eend, fuut).

In de havendokken zal deze maatregel echter niet effectief zijn gezien de grote diepte van de dokken en de vaarsnelheid van de schepen. Hierdoor zal de dynamiek achter de plasbermen/ vooroevers te groot zijn. Voor fyto-benthos kunnen plasbermen /vooroevers wel een bijkomend substraat vormen.

Deze maatregel heeft een licht positief effect voor de maatlat fytoplankton.

Aanleg achterplas

Waar de aanleg van structuren voor vb. macrofyten niet mogelijk is binnen de havendokken, kan een plas aangelegd worden buiten het havengebied. Wanneer deze via een buis in verbinding gesteld wordt met het havenwater, kan een dergelijke 'achterplas' fungeren als uitbreiding van het habitat voor de organismen in de haven.

Deze maatregel heeft een positief effect voor de maatlaten vissen, macro-invertebraten en fyto-benthos. Voor de maatlat fytoplankton is deze maatregel neutraal.

Aangepaste vaarsnelheid

Een verminderde vaarsnelheid kan ook een impact hebben op de organismen in de dokken omwille van een verminderde omwoeling van de (vervulde) waterbodem. Dit zou kunnen leiden tot een vermindering van de beschikbaarheid van toxische stoffen in de waterkolom en tot een verhoogd doorzicht.

Het opleggen van een lage vaarsnelheid is echter niet haalbaar in de havendokken gezien de economische belangen die hiermee gepaard gaan (zie verder).

Vermijden noodzaak om te baggeren

Baggerwerken hebben een negatieve impact op de organismen in de haven. Voor sommige organismen zoals de macro-invertebraten betekenen baggerwerken een sterke verstoring van hun habitat, voor andere organismen (vb. vissen) kan de opwarreling van sediment tijdens baggerwerken een negatieve invloed hebben. Deze opwarreling zorgt niet enkel voor een stijging van de concentratie aan zwevende stof (met vb. een impact op de kieuwen van vissen) en een verminderd doorzicht, toxische stoffen die in de waterbodem aanwezig zijn (vb. TBT) kunnen ook vrijkomen en een versterkte invloed uitoefenen op de aanwezige organismen (bij paling wordt o.a. de reproductiecapaciteit hierdoor sterk verminderd). Ook kan het omwoelen van de (vaak anoxische) bodem zorgen voor lokaal een daling van het beschikbare zuurstofgehalte.

De noodzaak om te baggeren in havendokken kan vermeden worden op verschillende manieren. Zo kan er naar gestreefd worden om de minimale afstand tussen de kiel en de bodem klein te houden en dus niet sneller te baggeren dan strikt noodzakelijk. Verder kan men trachten zoveel mogelijk te werken met schepen die door het slib kunnen varen (dit zou echter eveneens aanleiding geven tot een verhoogde turbiditeit). Tenslotte kan men zones afbakenen waar baggeren niet nodig is. Het inzetten van preventieve maatregelen om de noodzaak tot baggeren te milderen moet sowieso een prioriteit zijn. In de praktijk blijken echter deze preventieve maatregelen (nog?) niet erg efficiënt. Zo zijn er systemen aan de sluizen voorzien die (een deel) van het Scheldewater dat rijk is aan zwevende stof na een versassing terugsturen richting Schelde. Dit systeem wordt ook voorzien aan de nieuwe sluis op de linkeroever. Andere systemen zijn bellengordijnen zoals in andere havens ook ingezet.

Deze maatregel zal een sterk positief effect hebben om de maatlat macro-invertebraten en een beperkt positief effect op de maatlat vissen. Deze positieve effecten zouden echter teniet gedaan kunnen worden door de in de waterbodem aanwezige schadelijke

stoffen (zie paragraaf 2.3.3.2). Indien deze niet met de bagger verwijderd worden, blijven ze aanwezig en kunnen ze (vb. wanneer schepen door het slib varen) vrijkomen en schade berokkenen aan de aanwezige organismen.

Verminderen frequentie, diepte en oppervlakte baggeren

Deze maatregel behelst aanpassingen aan de baggerstrategie zoals het baggeren van een kleinere oppervlakte of tot een geringere diepte.

Doordat deze maatregel het aantal organismen dat beïnvloed wordt door de baggerwerken vermindert, zal er een positief effect zijn voor de maatlat macro-invertebraten en een beperkt positief effect voor de maatlat vissen. Deze positieve effecten zouden echter teniet gedaan kunnen worden door de in de waterbodem aanwezige schadelijke stoffen, op eenzelfde manier als voor de maatregel “vermijden noodzaak om te baggeren”.

Momenteel is het baggerregime dat wordt toegepast in de havendokken echter al het minimale scenario. Minder diep, frequent of over een kleinere oppervlakte baggeren is dan ook niet haalbaar zonder negatieve economische gevolgen (zie verder).

Verjagen vissen voor start van baggeren

Deze maatregel omvat o.a. het gebruik van waarschuwingssignalen die mobiele organismen (vnl. vissen) kunnen verdrijven vòòr het eigenlijke baggeren plaatsvindt.

Het effect van deze maatregel zal echter niet groot zijn gezien de meeste vissen al verjaagd worden door de normale geluiden van de baggerschepen en een bijkomend signaal geen effect zal hebben. Gezien de bagger nog steeds wordt afgevoerd, is de negatieve milieuimpact van de twee voorgaande maatregelen hier niet van toepassing. In totaal is het effect van deze maatregel dan ook neutraal.

Vermijden van resuspensie van sediment

Door specifieke methoden of aangepaste machines kan de hoeveelheid geresuspendeerd materiaal dat vrijkomt tijdens het baggeren sterk gereduceerd worden. Aandachtspunten zijn aangepaste griepers met weinig verlies, het gebruik van baggerzuigboten waar mogelijk en een scherm om het geresuspendeerde materiaal in een beperkte zone te houden.

Deze maatregel vermijdt de sterke daling in zuurstofconcentratie die het gevolg kan zijn van resuspensie van sediment. Om deze reden kan een positief effect op de maatlat vissen en een beperkt positief effect op de maatlat macro-invertebraten verwacht worden.

Aanpassingen planning baggeren

Aanpassen tijdstip baggeren

Om de impact van baggerwerken te beperken kunnen restricties opgelegd worden in de tijd. Deze restricties kunnen seizoenaal zijn. Zo kan vermeden worden te baggeren in paaiperiodes of periodes die belangrijk zijn voor de voortplanting of de vestiging van juvenielen van macro-invertebraten. Verder kan het tijdstip ook van belang zijn om het vrijkomen van toxische stoffen tijdens het baggeren te beperken. Voor TBT werd bijvoorbeeld vastgesteld dat de stof minder vrijkomt in de winter omwille van de pH die het water heeft in deze periode (Pynaert & Speleers, 2005).

Ruimtelijke fasering baggeren

Een andere manier om de impact van baggerwerken te verminderen is het ruimtelijk faseren van de baggerwerken in de havendokken. Wanneer er voldoende zones overblijven waar niet gebaggerd wordt, kunnen de verstoorde organismen zich hiernaar verplaatsen zodat de negatieve invloeden beperkt blijven.

Deze maatregelen hebben een positief effect voor de maatlatten vissen en macro-invertebraten.

Aanleggen van een vispassage

De migratiemogelijkheden voor vis en andere organismen zijn beperkt door de aanwezigheid van fysieke barrières (gemalen, sluizen, stuwen). Deze maatregel omvat het verbeteren van de mogelijkheden voor vismigratie aan de verbindingen aan het Verrebroekdok, het Churchilldok en het Delwaidedok. Hierdoor kan een positieve bijdrage geleverd worden tot de robuustheid/duurzaamheid van de dokken als ecosysteem omwille van de verhoogde uitwisseling tussen de vispopulatie in de dokken en deze in de aangrenzende gebieden. Bovendien kan deze maatregel ook buiten de havendokken een positieve invloed hebben door het vergroten van de bereikbare oppervlakte aan zoetwaterhabitat voor paling en door de vispopulaties in de waterlopen in het hinterland van de havendokken te ontsluiten.

Deze maatregel zal een positief effect hebben op de maatlat vissen.

Visvriendelijk sluisbeheer

Het sluisbeheer kan visvriendelijker gemaakt worden door ervoor te zorgen dat de juiste lokstroom gecreëerd wordt om de vissen langs de vispassages te sturen. Door via de spuisluis te spuien voor de kentering naar opkomend water wordt een zoete lokstroom gecreëerd die de vissen tot voor de sluisdeuren moet brengen. Door de spuisluis tot circa 10 à 15 minuten na kentering van het getij geopend te laten is er sprake van vrijwel stilstaand water waarbij visintrek mogelijk is.

Verder kan een visvriendelijk sluisbeheer ook inhouden dat vermeden wordt dat er te scherpe overgangen zijn tussen zout en zoet water. Scherpe overgangen vormen een belangrijke stressfactor voor vele vissen.

Deze maatregel zal een positief effect hebben op de maatlat vissen, maar dit zal slechts een geringe verbetering te weeg kunnen brengen gezien de sluizen nu al maximaal gebruikt worden en een verbetering hier niet mogelijk is.

Aanleg paaiplaatsen

Door de diepte van de kaaimuren en de intensieve vaarbewegingen zijn er in de dokken maar weinig goede paaiplaatsen (= ondiepe, kalme zones met waterplanten) voor de aanwezige visfauna voorhanden. Als maatregel kan daarom een paaiplaats aangelegd worden. Een paaiplaats bestaat uit een vijver met verschillende niveaus die in verbinding staat met de dokken. In de haven werd reeds een paaiplaats aangelegd boven de Thijsmanstunnel en is er nog een gepland aan het Verrebroekdok.

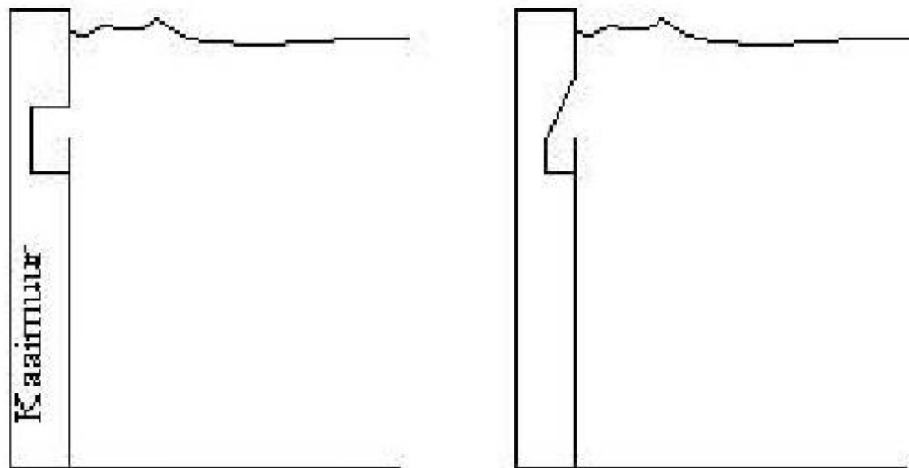
Deze maatregel heeft een positief effect voor de maatlatten vissen, macro-invertebraten en fyto benthos. Voor de maatlat fytoplankton is deze maatregel neutraal.

Creëren rustigere zones voor vissen in kaaimuren

De wisselende stroomsnelheden bij het passeren van schepen en de daarmee gepaard gaande turbulentie van het water bemoeilijken de paai- en foerageermogelijkheden voor vis in de waterkolom.

Een mogelijke oplossing voor dit probleem wordt gevormd door het aanleggen van rustige zones in de rechte kaaimuren en damwanden bijvoorbeeld door over een grote lengte van de kaaimuur een uitstulping te voorzien (zie illustratie 4.1) met gebruik van bij voorkeur ruwe materialen (grind, kokosmatten, steenblokken, ruw beton,...). Een dergelijke constructie draagt in belangrijke mate bij tot het rust-, foerageer- en opgroei-habitat van snoekbaars, baars, bot, blankvoorn, brasem, paling... Deze mag niet te diep komen (max 2-3 meter diepte, bij voorkeur tss 1.5-2 m). Het gebruik van zacht maar tegelijk onregelmatig materiaal (kokosmatten) kan overwogen worden omwille van scheepvaart. Voordeel: relatief duurzaam, biedt beschutting aan vissen tegen golfslag en stroming. Nadeel: impliceert werken aan de kaaimuur zelf, hoge kost, minder effectief dan één ondiepe paaizone (naar Dillen et al., 2006).

Illustratie 4.1: schematische weergave rustzones in kaaimuren (Dillen et al., 2006)



Een andere mogelijkheid is het voorzien van schotten tussen de uitsparingen in damwanden zodat er rustigere plekken ontstaan. De haalbaarheid hiervan en de verzoenbaarheid met het nuttig doel moeten echter nog nader in beeld worden gebracht.

Deze maatregel heeft een positief effect op de maatlat vissen en macro-invertebraten.

Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen

Bij het onttrekken van water uit de havendokken vb. voor koelwater, kunnen jonge vissen opgezogen worden en terecht komen in de machines. Betreffende afschrikssystemen bestaan er diverse mogelijkheden (akoestisch, lichtschermen, roosters,...) (o.a. Hartholt & Jager, 2004; Kerkum et al., 2004). Het is aangewezen om voor een concreet geval na te gaan welke oplossing toepasbaar of haalbaar is. Voor vizels bijvoorbeeld bestaat het systeem van een gesloten omhulsel waardoor de vissen niet beschadigd raken.

Deze maatregel kan een positief effect hebben op de maatlat vissen.

Handhaving visserij

De Antwerpse havendokken zijn een openbaar viswater, maar enkele beperkingen kunnen wel opgelegd worden. Zo kan het verboden worden te vissen in de buurt van vispassages en kunnen er ook beperkingen opgelegd worden voor het type vistuig dat

gebruikt wordt (vb. geen palingfuiken, kruisnetten, boothaken,...). Ook het vermijden van afvissing tijdens de paaiperiodes is een belangrijke maatregel. De meeste beperkingen zijn momenteel sowieso al gangbaar voor openbare viswateren. Handhaving van deze regulering en het bestrijden van illegale stroperij blijft echter een belangrijk aandachtspunt.

Deze maatregel kan een licht positief effect hebben op de maatlat vissen.

Verhogen alertheid voor invasieve soorten

Invasieve soorten zijn soorten die oorspronkelijk niet in onze contreien thuishoren maar hier terecht zijn gekomen (vb. via ballastwater) en daarna een sterke uitbreiding kennen. Omwille van de sterke aangroei van de populaties van invasieve soorten kunnen ze een negatieve invloed uitoefenen op de inheemse populaties. In de Antwerpse havendokken gaat het voornamelijk om macro-invertebraten zoals *Rangia cuneata* en kreeftachtigen zoals de chinese wolhandkrab.

Het verhogen van de alertheid voor invasieve soorten kan ervoor zorgen dat deze soorten sneller opgemerkt worden en een invasie mogelijk te voorkomen of in te dijken is. Dit kan gebeuren door het verspreiden van infomateriaal onder het havenpersoneel of het ophangen van affiches met afbeeldingen van soorten die een potentieel gevaar vormen, bijvoorbeeld omdat ze elders in Europa al een plaag vormen.

Deze maatregel kan een licht positief effect hebben op de maatlaten macro-invertebraten en vissen.

Bestrijding invasieve soorten

Indien de invasieve soorten al een plaag vormen en een bedreiging worden voor inheemse populaties, kan overwogen worden bestrijdingsacties uit te voeren. Hierbij moet er wel zorg voor gedragen worden dat geen andere organismen onder de acties leiden. Bestrijding van reeds gevestigde populaties blijkt echter in praktijk zeer moeilijk. Daarom is het vooral belangrijk om in te grijpen nog voor de soorten zich hebben kunnen vestigen.

IMO (International Maritime Organization) stelde richtlijnen op voor schepen en havens om de invoer van invasieve soorten te beperken (resolutie A.868(20), 2007). Deze richtlijnen voor schepen omvatten de raadgeving om:

- de uitwisseling van ballastwater zoveel mogelijk te vermijden;
- waar mogelijk enkel ballastwater vanuit de diepe zee te lozen in havens;
- ballastwater behandelingstechnieken te gebruiken.

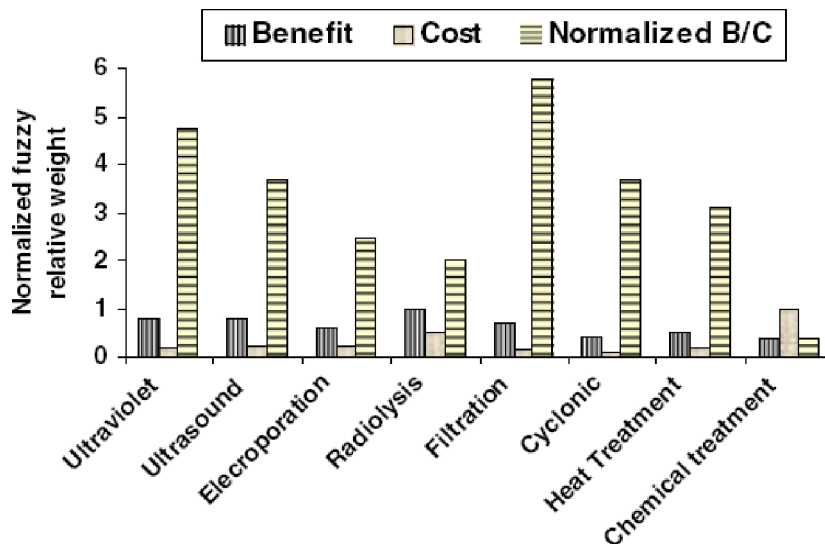
Voor havens worden de volgende raadgevingen gegeven:

- vermijden van lozing van afvalwater waar de kans op verdere verspreiding van organismen groot is ;
- te monitoren voor de aanwezigheid van niet-inheemse soorten;
- geschikte plaatsen voor ballastwater uitwisseling te voorzien.

De verschillende technieken voor ballastwater behandeling die voorhanden zijn, zijn filtratie, centrifugale scheidingstechnieken, chemische behandeling, hitte behandeling, behandeling met UV, ultrasone behandeling, electroporatie en radiolyse. Van deze behandelingsmethoden is chemische behandeling momenteel de meest gebruikte, maar af te raden omwille van de effecten op andere organismen. Mamlook et al. (2007) maakten een vergelijking tussen de behandelingsmethoden waarbij de voordelen van de verschillende methoden (effectiviteit, betrouwbaarheid, algemene voordelen en

veiligheid) werden afgewogen tegen de kosten (kost materiaal, kost behandeling, kost hulpmiddelen en milieukost). Uit dit onderzoek kwam filtratie als beste maatregel naar voor, gevolgd door behandeling met UV en ultrasone behandeling. Chemische behandeling kwam als slechtste behandeling naar voor omwille van de hoge milieukosten en lage veiligheid.

Illustratie 4.2: Vergelijking voordelen en kosten van verschillende ballastwater behandelingsmethodes



Deze maatregel kan een licht positief effect hebben op de maatlat macro-invertebraten.

Aanleg fauna uittreedplaatsen

De Antwerpse havendokken liggen tussen enkele gebieden die belangrijk zijn voor vb. reeën (Kalmthoutse heide, Stropersbos...). Het is dan ook goed mogelijk dat deze dieren bij het trekken van het ene gebied naar het andere in de dokken zouden terechtkomen. Waar de wanden te steil zijn, kunnen zij niet meer uit de dokken geraken en verdrinken ze. Daarom kan als maatregel voorgesteld worden dat uittreedplaatsen voorzien worden voor deze dieren.

Deze maatregel zal geen effect hebben voor de verschillende maatlaten. Mogelijk is er wel een positief effect op andere soortgroepen, maar ook dit zal gering zijn gezien de grote oppervlakte aan talud reeds mogelijkheden biedt voor dieren om uit de dokken te klauteren.

4.2.2 Overzicht uitgevoerde, geplande en nieuwe maatregelen

In tabel 4.2 wordt de huidige status van de maatregelen van het voorgestelde maatregelenpakket weergegeven. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen reeds uitgevoerde, geplande en nieuwe maatregelen.

Tabel 4.2: Overzicht uitgevoerde, geplande en nieuwe maatregelen

Maatregelen	Uitgevoerd	Gepland	Nieuw
<i>Morfologische condities</i>			
Verwijderen hard substraat			X
Verwijderen sluizen			X
Aanbrengen verbeterd hard substraat			X
Aanbrengen zandlaag op talud			X
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud			X
Natuurvriendelijke oevers: flauw talud			X
Aanleg en inrichting oeverhoekjes			X
Aanleg plasbermen / vooroever		X	
Aanleg achterplas			X
Aangepaste vaarsnelheid			X
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>			
Vermijden noodzaak om te baggeren			X
Verminderen frequentie, diepte en oppervlakte baggeren			X
Verjagen vissen voor start baggeren			X
Vermijden van resuspensie sediment		X	
Aanpassingen planning baggeren: - Aanpassen tijdstip baggeren - Ruimtelijke fasering baggeren			X
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm</i>			
Vispassage aanleggen*		X	
Visvriendelijk sluisbeheer*			X
Aanleg paaiplaatsen	1 locatie	1 locatie	
Creëren rustzones voor vissen			X
Vermijden inzuig vis bij ontrekkingen	X?	X	
Handhaving visserij	X		
Verhogen alertheid voor invasieve soorten			X
Bestrijding invasieve soorten	lokaal		
Aanleg fauna uittreedplaatsen			X

4.3 Sociaal-economische gevolgen mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen kunnen leiden tot significant negatieve sociaal-economische effecten. Het gaat hierbij om effecten op (breed geïnterpreteerde) gebruiksfuncties⁸⁹.

De maatregelen verwijderen van hard substraat en verwijderen van sluizen zullen grote economische gevolgen hebben. Deze twee elementen zijn immers noodzakelijk om de functie van de haven, op- en overslag van goederen, te kunnen garanderen. Ook het vermijden van de noodzaak om te baggeren of het verminderen van de frequentie,

⁸ Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG), Artikel 4.3

⁹ WFD Guidance 'Identification and designation of heavily modified and artificial water bodies, CIS working group 2.2

diepte en oppervlakte van het baggeren zal economische consequenties hebben. Er wordt immers nu reeds enkel gebaggerd wanneer noodzakelijk voor de nautische toegankelijkheid van de havendokken. Dit laatste is een cruciaal gegeven voor de exploitatie van de haven. Voor sommige van de bedrijven in de haven zal het immers noodzakelijk zijn te baggeren om schepen met een bepaalde grootte tot bij hun kaai te kunnen laten varen. Ook het aanpassen van de planning voor baggerwerken is niet haalbaar zonder de toegankelijkheid in het gedrang te brengen. Er wordt nu reeds enkel gebaggerd indien zich een concreet probleem stelt voor de toegankelijkheid van bepaalde kaaien. Het baggeren op dat moment uitstellen of bepaalde zones ontzien is dan ook niet mogelijk. Het aanleggen van oevers met flauw talud is economisch niet haalbaar omwille van de grote oppervlakte die de oevers dan zouden innemen. Het opleggen van een verminderde vaarsnelheid is ook niet zonder meer haalbaar in de haven aangezien elk schip anders is, elke loods een eigen manier heeft om te varen en te lage snelheden de manoeuvreerbaarheid van bepaalde schepen kunnen beperken en dus gevaarlijk zijn.

Enkele maatregelen kunnen maar op beperkte schaal uitgevoerd worden, wil men sociaal-economische schade vermijden. Het gaat hierbij voornamelijk om aanpassingen aan de oevers zoals het aanbrengen van een zandlaag, de aanleg en inrichting van oeverhoekjes en rustplaatsen voor vissen, de aanleg van plasbermen en de aanleg van een achterplas of vispaaiplaatsen. De sociaal-economische gevolgen van de overige maatregelen zijn beperkt of afwezig.

4.4 Milieueffecten mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen kunnen leiden tot significant negatieve milieueffecten. Het gaat hierbij om effecten op het milieu in brede zin.

Van het pakket maatregelen heeft slechts een beperkt aantal maatregelen een effect op het milieu. Het gaat hierbij voornamelijk om maatregelen die te maken hebben met de baggerwerkzaamheden. Te veel ophoping van bagger kan immers een negatieve impact hebben op het milieu gezien de bagger polluenten bevat die kunnen vrijkomen in het water. Bovendien ligt het brandstofverbruik van schepen die door bagger moeten varen hoger, waardoor de uitstoot (CO_2 , SO_2 , NO_x) stijgt. Om deze redenen worden de maatregelen 'vermijden van noodzaak om te baggeren' en 'verminderen frequentie, diepte en oppervlakte baggeren' niet weerhouden voor het maatregelenpakket MEP. Voor de andere maatregelen die met baggeren te maken hebben, moet erop gelet worden dat zich geen te grote ophopingen van sediment kunnen voordoen om bovenstaande milieueffecten te kunnen vermijden. Ook het bestrijden van exoten kan mogelijk een negatieve milieu-impact hebben wanneer de bestrijding niet selectief genoeg gebeurt. Gezien de negatieve milieu-impact voor deze maatregel kan vermeden worden, blijft de maatregel wel behouden in het maatregelenpakket MEP.

Voor de overige voorgestelde mitigerende maatregelen worden geen grote milieueffecten verwacht, anders dan de milieueffecten die binnen het KRW bereik liggen.

4.5 Maatregelenpakket MEP

Het maatregelenpakket MEP bestaat uit alle voorgestelde mitigerende maatregelen min de maatregelen met significant negatieve sociaal-economische effecten en/of significant negatief effecten op het milieu.

Voor de Antwerpse havendokken betekent dit dat de mitigerende maatregelen

- verwijderen hard substraat;
- verwijderen sluizen;
- natuurlijke oevers: flauw talud;
- aangepaste vaarsnelheid;
- vermijden noodzaak om te baggeren;
- verminderen frequentie, diepte en oppervlakte baggeren;
- aanpassing planning baggeren;

niet meegenomen worden in het maatregelenpakket MEP. De overige mitigerende maatregelen in tabel 4.1 worden wel meegenomen voor het MEP. Een overzicht van deze maatregelen wordt gegeven in tabel 4.3.

Tabel 4.3: Maatregelenpakket MEP

Maatregelen	Doel maatregel
<i>Morfologische condities</i>	
Aanbrengen verbeterd hard substraat	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanbrengen zandlaag op talud	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg plasbermen / vooroever	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg achterplas	Verbeteren ecologische kwaliteit
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>	
Verjagen vissen voor start baggeren	Verbeteren ecologische kwaliteit
Vermijden van resuspensie sediment	Verbeteren ecologische kwaliteit
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm</i>	
Vispassage aanleggen*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Visvriendelijk sluisbeheer*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Aanleg paaiplaatsen	Verbeteren vispopulatie*
Creëren rustzones voor vissen in kaaimuren	Verbeteren vispopulatie*
Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen	Verbeteren vispopulatie
Handhaving visserij	Verbeteren vispopulatie
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Bestrijding invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Aanleg fauna uitteedplaatsen	Verbeteren ecologische kwaliteit

Het maatregelenpakket MEP bestaat uit mitigerende maatregelen die (delen van) de negatieve effecten van de hydromorfologische ingrepen opheffen én maatregelen die gericht zijn op het waarborgen van het ecologisch continuüm. Hierdoor is het mogelijk dat dit pakket ook maatregelen bevat die ten goede komen aan biologische kwaliteitselementen die momenteel niet voorkomen in het waterlichaam (vb. macrofyten in de haven).

5 VOORSTEL MEP

5.1 Uitgangspunten

Het MEP (Maximaal Ecologisch Potentieel) geeft, afhankelijk van de fysieke veranderingen van het sterk veranderde of kunstmatige waterlichaam, aan wat de allerhoogst haalbare ecologische toestand van het waterlichaam is, en gaat dus uit van de onomkeerbaar geachte hydromorfologische ingrepen die in het waterlichaam hebben plaatsgevonden omwille van het 'nuttig doel'. Het MEP vormt daarmee feitelijke de referentie voor niet-natuurlijke wateren.

Bij het afleiden van het MEP voor de Antwerpse havendokken en Schelde-Rijnverbinding zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- De huidige situatie dient als vertrekpunt voor het bepalen van het MEP (Praagse methode).
- Indien de huidige situatie voldoet aan het GET, worden de GET-waarden overgenomen voor het MEP. Hierbij wordt het GET voor het meest gelijkende natuurlijke watertype gebruikt, in dit geval 'zeer licht brakke meren' (zie paragraaf 3.1).
- Indien de huidige situatie niet voldoet aan het GET, dan worden voor het MEP alleen de effecten van onomkeerbare hydromorfologische ingrepen verrekend.
- Effecten van gebruiksfuncties (bijvoorbeeld visserij of recreatie) worden niet verrekend indien mitigerende maatregelen werden geformuleerd die de negatieve effecten van deze gebruiksfuncties kunnen opheffen.
- Er wordt ervan uitgegaan dat geen afwenteling plaatsvindt vanuit aangrenzende waterlichamen. De waterhuishouding van aangrenzende waterlichamen wordt dus als goed verondersteld.¹⁰ Dit betekent dat voor het afleiden van het MEP is uitgegaan van de GET-waarden voor de fysisch-chemische parameters (waaronder nutriënten), tenzij deze direct worden beïnvloed door de hydromorfologische ingreep waaraan het waterlichaam zijn status sterk veranderd ontleent.
- Voor hydromorfologische ingrepen die op basis van sociaal-economische afwegingen als onomkeerbaar worden bestempeld, worden mitigerende maatregelen geformuleerd. Aard, omvang en locatie van deze maatregelen kunnen eveneens op basis van sociaal-economische afwegingen variëren.
- Voor het afleiden van het MEP wordt uitgegaan van de maatregelen in het maximale pakket van mitigerende maatregelen min de maatregelen met significant negatieve sociaal-economische effecten en/ of significant negatief effecten op het milieu (in 4.3 en 4.4 omschreven).

In bijlage 4 is de beschrijving van de gebruikte maatlatten opgenomen alsook een verantwoording waar deze afwijken van de normale maatlatten voor zeer licht brakke meren. De waarden die als doelstelling worden gesteld voor de verschillende maatlatten staan dan weer beschreven in dit hoofdstuk (MEP) en in hoofdstuk 6 (GEP) waar ook de verdere indeling van de maatlat in klassen wordt weergegeven.

¹⁰ In de havendokken zijn de nutriëntenconcentraties over het algemeen niet gekoppeld aan hydromorfologische ingrepen en maatregelen, maar worden deze grotendeels bepaald door de waterkwaliteit van de bovenstroomse waterlichamen. Indien fysisch-chemische normen in bovenstroomse gebieden niet gehaald worden, kan dit tot gevolg hebben dat MEP-waarden voor de biologische kwaliteitselementen niet of slechts gedeeltelijk gehaald worden.

Intermezzo: de havendokken en de typering als meer

Gezien de havendokken aangeduid zijn als meer, worden zoveel mogelijk dezelfde evaluatiemethoden en maatlatten gehanteerd als voor meren gebruikelijk zijn. Op enkele vlakken wijken de havendokken echter sterk af van de meeste natuurlijke meren. Dit is uiteraard het geval voor de hydromorfologische aanpassingen die eigen zijn aan de nuttige functie. Buiten deze verschillen zijn er ook ecologisch waardevolle verschillen met de meeste meren. Het gaat hierbij vooral om de doorgangsfunctie tussen het zoute milieu van de Zeeschelde en het zoete hinterland.

Om ook de in de 'meer' maatlat ontbrekende karakteristieken van de havendokken beter meetbaar te maken, zal voor elke maatlat bekeken worden of de huidige meetmethode zorgt voor een goede weergave van alle functies die de havendokken vervullen voor deze maatlat. Op basis hiervan kan vervolgens beslist worden bepaalde deelmaatlatten weg te laten en andere toe te voegen. Een totaal overzicht van de (waterlichaam specifieke) maatlatten wordt gegeven in bijlage 4.

Voor het Noordzeekanaal in Nederland kampt men met gelijkaardige problemen. Ook dit kanaal is aangeduid als zeer licht brak meer (M30) maar wijkt sterk van het natuurlijke type af. Daarom wordt momenteel overwogen om aangepaste maatlatten te gebruiken voor (een deel van) de maatlatten. De ontwikkeling van deze maatlatten is echter momenteel nog niet afgerond (Kikkert, pers. med.).

De uiteindelijke maatlatten worden telkens geëvalueerd of ze KRW-proof zijn. Dit wil zeggen dat nagegaan wordt of alle in de Europese richtlijn gevraagde parameters gemeten worden door de maatlat. Deze evaluatie wordt afzonderlijk weergegeven op het einde van de bijlage.

5.2 MEP hydromorfologie

De voorgestelde maatregelen hebben een beperkt effect op de hydromorfologische kwaliteitselementen. Dit heeft vooral te maken met het feit dat het waterlichaam een sterk vastgelegd industrieel en havengebied is, waarin het niet mogelijk is om natuurlijke oevers te realiseren. Ook andere hydromorfologisch belangrijke elementen zoals de diepte/ oppervlakte verhouding wijzingen niet. Enkele maatregelen hebben echter wel een positief effect op een van de deelmaatlatten. In tabel 5.1 wordt een overzicht gegeven van de verschillende maatregelen die een effect hebben op de hydromorfologie en op welke deelmaatlat ze een effect hebben.

Tabel 5.1: Overzicht maatregelen die een effect hebben op de hydromorfologie

Maatregel	Deelmaatlat hydromorfologie					
	Hydrologisch regime	Kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	Verblijftijd	Morfologie	Oppervlakte/diepte verhouding	Aandeel structuurrijk oeverprofiel
Aanbrengen verbeterd hard substraat						X
Aanbrengen zandlaag op talud						X
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud						X
Aanleg en inrichting oeverhoekjes					X	
Aanleg plasbermen/vooroever					X	
Aanleg achterplas					X	
Aanleg paaiplaatsen					X	
Creëren rustzones voor vissen					X	
Aanleg fauna uittreedplaatsen					X	

In tabel 5.3 wordt een overzicht gegeven van de huidige waarden voor de hydromorfologische parameters die werden voorgesteld voor de aangepaste maatlat (bijlage 4). Deze worden (waar mogelijk) vergeleken met de waarden die worden opgegeven voor de Nederlandse referentietypes M30, M31 en M32 (Verdonschot & van den Hoorn, 2004). Voor deze referentietypes wordt echter enkel een range opgegeven, geen echt MEP. Een Vlaams vergelijkingspunt bestaat niet op het vlak van hydromorfologie.

Gezien het beperkte effect van de maatregelen op de hydromorfologie, verandert het MEP maar op enkele punten van de huidige toestand. Aan elementen zoals de oppervlakte/ diepte verhouding, dokpeil en verblijftijd kan immers niets veranderd worden zonder ingrijpende negatieve impact op de nuttige functie van de haven. Het dokpeil wordt ook in de MEP relatief stabiel (en hoog) gehouden. Dit vooral omdat rond de ondiepe waterzone zich een voedselweb ontwikkelt (van primaire producenten over herbivoren tot carnivoren). Licht (en dus waterdiepte) en aanhechting zijn voor dit voedselweb de drijvende krachten. Sterk wisselende waterstanden doen langsheen de steile oevers in de haven (kaaien of relatief steile schuine oevers) extreem grote gradiënten ontstaan, met relatief expliciete grenzen. In natuurlijke situaties zou ofwel de gradiënt langer zijn (voor schuine oevers), dan wel minder absoluut (voor kaaien). In het algemeen kan gesteld worden dat de overgangszone tussen permanent nat of permanent droog in de haven zeer steil is. Wisselende waterstanden zullen zo deze overgangszone zowel snel als frequent verplaatsen, zodat soorten zich ofwel niet kunnen aanpassen ofwel niet zo snel mee verplaatsen. Dit is een duidelijk negatief ecologische effect. Een korte verblijftijd helpt verder om negatieve ecologische effecten zoals de bloei van cyanobacteriën te voorkomen (Paerl et al., 2001). De verbeteringen die mogelijk zijn, zijn vooral te vinden in de aanpassingen aan de structuur van de oevers of van het substraat.

Voor het 'aandeel structuurrijk oeverprofiel' wordt uitgegaan van een behoud van de huidige structuurrijkdom. Deze structuurrijkdom moet echter niet noodzakelijk aanwezig zijn onder de vorm van taluds zoals nu het geval is. Structuurrijkdom van het

oeverprofiel kan immers ook bekomen worden door ingrepen in de (momenteel structuurarme) kaaimuren. Het aanbrengen van vegetatie op de taluds is dan weer een manier om de structuurrijkdom van de taluds nog te verhogen. Om deze verschillende vormen van structuurrijkdom van het oeverprofiel eenduidig in rekening te kunnen brengen wordt een rekenformule voorgesteld zoals voorgesteld in tabel 5.2.

Hierbij krijgen profielarme oevers een score van 0 en wordt de score van onbegroeide taluds op 1 gesteld. Oeverhoekjes zijn per definitie aan de rand van kaaïen. In die zones is intensieve scheepvaart (aan- en afmeren) immers niet mogelijk zodat ze optimaal kunnen ontwikkelen. Omwille van deze overweging krijgen ze slechts een score van 0,3. Kaaimuren met rustzones hebben een beter profiel dan rechte kaaimuren, er is echter maar voor een beperkt oppervlakte een ondiepere zone. Daarom krijgt dit type van oever een score van 0,3. Taluds die begroeid zijn met vegetatie vormen dan weer een gevarieerder profiel dan onbegroeide taluds. Deze begroeide taluds krijgen dan ook een score van 1,5. Ook het aanleggen van een paaiplaats of achterplas is een manier om de structuurrijkdom te verhogen. Hier wordt niet de lengte maar de oppervlakte van de plas in rekening gebracht.

Tabel 5.2: Rekenformule structuurrijkdom oeverprofiel

Type oever	Structuurrijkdom profiel in vergelijking met onbegroeid talud	eenheid	Huidige situatie
rechte kaaimuur	0	km	116 km
rechte damwand	0	km	11 km
oeverhoekjes	0,3	km	0 km
kaaimuur met rustzones	0,3	km	0 km
onbegroeid talud	1	km	33 km
begroeid talud	2	km	0
paaiplaats/ achterplas	10	km ²	0,14 km ²

Concreet betekent dit dat, indien 1 km onbegroeide taluds verdwijnen dit kan gecompenseerd worden door ofwel 3 km oeverhoekjes, 3 km kaaimuren met rustzones, 0,5 km begroeid talud of 0,1 km² achterplas.

Voor het aandeel structuurarm substraat worden momenteel alle rechte wanden (kaaimuren en damwanden) als structuurarm beschouwd (samen 79,3% van de wanden). Het oppervlak van deze rechte wanden bestaat immers uit gladde beton of glad staal. Voor kaaimuren kan deze gladde beton vervangen worden door een structuurrijkere variant (maatregel 'aanbrengen verbeterd hard substraat'), voor damwanden is dit niet mogelijk. In het optimale scenario blijven dus uiteindelijk enkel de damwanden over als structuurarm substraat. Deze beslaan 6,7 % van de wanden.

Tabel 5.3: Huidige toestand, referentiewaarden en voorstel MEP voor hydromorfologie

Parameter	huidige toestand	referentie (M30, M31, M32*)	voorstel MEP
Hydrologisch regime			
Dokpeil (mTAW)	RO: +4,17 +/- 0,3 LO: +3,5 +/- 0,4	/	RO: +4,17 +/- 0,3 LO: +3,5 +/- 0,4
Verblijftijd (jaar)	RO: 0,3 LO: 0,83	0,3 – 20,7	RO: 0,3 LO: 0,83
Morfologie			
oppervlakte/diepte verhouding	>900.000	/	>900.000
Aandeel structuurrijk oeverprofiel	33 km talud	/	aandeel structuurrijke oeverprofiel gelijkwaardig aan 33 km talud
Aandeel structuurarm substraat (%)	79,3	0	6,7

* M30: zwak brakke wateren, M31: kleine brakke tot zoute wateren, M32: grote brakke tot zoute meren (van der Molen & Pot, 2007)

5.3 MEP fysico-chemie

De hydromorfologische drukken die het gevolg zijn van de nuttige functie van de haven hebben algemeen gezien geen grote invloed op de fysico-chemie. De afwezigheid van groeiplaatsen zou evenwel een invloed kunnen hebben op de zuurstofhuishouding en het nutriëntgehalte. Gezien de diepte tot waar waterplanten kunnen voorkomen veeleer beperkt is in vergelijking met de totale diepte van de havendokken, is de invloed van het ontbreken van waterplanten echter waarschijnlijk veeleer beperkt. Een andere mogelijke invloed op de fysico-chemie zou kunnen ontstaan door de opwarreling van sediment bij het varen van schepen door het slib of bij het baggeren. Deze noodzakelijke activiteiten kunnen op deze manier leiden tot een verminderd doorzicht en een verslechterde zuurstofhuishouding. Eveneens van groot belang is het vrijkomen van toxische stoffen vanuit het sediment naar de waterkolom. Dit is een potentieel zeer negatief effect.

Enkele van de voorgestelde mitigerende maatregelen kunnen deze effecten echter (deels) teniet doen. Alle maatregelen waarbij macrofyten geïntroduceerd worden in de havendokken kunnen een invloed hebben op de zuurstofhuishouding en het nutriëntgehalte. Deze maatregelen kunnen echter meestal enkel toegepast worden op taluds en deze bedragen slechts 20,7% van de totale lengte aan oevers. Hierdoor zal het effect van deze maatregelen slechts een beperkte invloed hebben. Het vermijden van de resuspensie van sediment bij het baggeren is een maatregel die de negatieve effecten van het baggeren grotendeels zal kunnen opheffen.

Om het MEP fysico-chemie te bepalen worden de huidige waarden vergeleken met de GET waarden in tabel 5.4. Het gaat hierbij om een voorstel van de CIW werkgroep doelstellingen en monitoring dat echter nog niet formeel werd goedgekeurd. Dit voorstel wijkt niet af van deze voor de vergelijkbare Nederlandse natuurlijke types en zal dan ook vermoedelijk zo behouden blijven. Vanuit deze waarden en de bovenstaande overwegingen kan besloten worden dat voor de meeste fysico-chemische parameters de GET waarden zoals opgesteld voor de verschillende referentietypes voor brakke meren onverminderd moeten kunnen gehaald worden.

Voor de variabelen chloride, sulfaat en doorzicht is een aanpassing echter gewenst. De variabelen chloride en sulfaat zijn hoger dan de GET omwille van de verbinding met de Zeeschelde. Daarom wordt als MEP waarde 6000 mg/l en 3000 mg/l, respectievelijk,

voorgesteld. Deze waarden liggen hoger dan de gemiddelde waarden voor 2007 maar houden ook rekening met de variatie binnen de metingen. De waarden zijn het hoogst in de zomer wanneer meer water vanuit de de Schelde de dokken binnenkomt. Daarom wordt een norm voorgesteld waaraan de havendokken zeker kunnen voldoen, ook in perioden dat meer water vanuit de Schelde binnenkomt. Voor de variabele doorzicht is de GET waarde niet haalbaar omdat door de scheepvaart er een continue opwarreling van sediment plaatsvindt in de dokken. Voor deze parameter wordt een MEP waarde van 0,7 m voorgesteld¹¹.

Tabel 5.4: huidige toestand, referentiewaarden en voorstel MEP voor fysico-chemie

Parameter	Eenheid	Toetswijze	Huidige toestand	GET*	Voorstel MEP
Thermische omstandigheden					
Temperatuur	°C	Maximum	24,2	25°	25°
Impact thermische lozing	°C	Maximum	?	+ 3°	+ 3°
Zuurstofhuishouding					
Opgeloste zuurstof (concentratie)	mg/l	Minimum	6,9	6	6
Opgeloste zuurstof (verzadiging)	%	Maximum	145	120	120
Biochemisch Zuurstofverbruik (BZV)	mg/l O ₂	90-percentiel	3	6	6
Chemisch Zuurstofverbruik (CZV)	mg/l O ₂	90-percentiel	39,1	30	30
Zoutgehalte					
Geleidingsvermogen	µS/cm	90-percentiel	10.530	15.000	15.000
Chloride (Cl ⁻)	mg/l	90-percentiel	3575	3.000	6.000
Sulfaat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	Gemiddelde	540	400	3.000
Verzuringstoestand					
pH		Min – Max	7,0-8,4	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0
Nutriënten					
Totaal stikstof	mg N/l	ZHG	4,5	1,8	1,8
Totaal fosfor	mg P/l	ZHG	0,15	0,11	0,11
Diversen					
Doorzicht	m	ZHG	0,7	0,9	0,7

*: MKN besluit zoals goedgekeurd door CIW

ZHG: Zomerhalfjaargemiddelde

Bovendien moet ook het voorkomen van prioritair gevaarlijke stoffen en andere gevaarlijke stoffen waarvan een significante hoeveelheid geloosd wordt in rekening gebracht worden. Gezien voor deze parameters geen afwijking van de gewone norm mogelijk is, wordt voor het MEP deze norm overgenomen (cf. dochterrichtlijn KRW).

5.4 MEP biologie

Op basis van de criteria geformuleerd in paragraaf 5.1 wijken MEP-waarden alleen af van de GET-waarden voor die kwaliteitselementen waarvoor de huidige situatie niet overeenkomt met de GET-waarden en dit toe te schrijven is aan de onomkeerbare hydromorfologische ingrepen in het waterlichaam. In de onderstaande subparagrafen wordt (op basis van de criteria geformuleerd in paragraaf 5.1) per deelmaatlat weergegeven wat de huidige situatie is, wat de GET-waarde is en wat de afgeleide MEP-waarde is.

¹¹ Dit voorstel is gebaseerd op metingen die uitgevoerd werden in 2008 door SGS in opdracht van het GHA. Zie paragraaf 2.3.2.1 voor meer details.

5.4.1 Macro-invertebraten

Voor de macro-invertebraten wordt een aangepaste maatlat gebruikt omwille van de specifieke situatie in de havendokken (zie bijlage 4).

Van de maatlat voor meren blijven enkel de metrieken 'totaal aantal taxa' en 'Shannon-Wiener diversiteit' over. Voor beide maatlatten valt een duidelijke verbetering te verwachten indien het substraat en het oeverprofiel structuurrijker worden. Gezien de metriek 'tolerantiewaarde' wegvalt, is er geen reden meer om enkel de taxa met een tolerantiescore te gebruiken bij de berekening van deze metrieken. Bovendien leidt het weglaten van een groot aantal taxa mogelijk tot een vertekend beeld van de diversiteit. Daarom wordt ervoor geopteerd alle aanwezige taxa mee te nemen voor beide metrieken. Het aantal soorten en de diversiteit zijn momenteel echter zo laag dat de normale norm voor brakke meren zeer veraf is. Voor het totale aantal taxa zou dit een stijging van gemiddeld 4 taxa naar gemiddeld meer dan 17,5 taxa betekenen. Dit lijkt moeilijk haalbaar. Daarom wordt de doelstelling van het MEP op een score van 1 gelegd. Dit betekent dat gemiddeld tussen de 5 en de 11,25 soorten per staal worden aangetroffen. Voor de Shannon-Wiener diversiteit wordt een gelijkaardige redenering gevolgd en ook hier wordt de lat op een score van 1 gelegd.

Voor de Index of Trophic Completeness (Pavluk et al., 2000) is de indeling in klassen voor rivieren weergegeven in tabel 5.5. De omschrijving van de klassen komt overeen met deze van de KRW. Om de index te kunnen combineren met de andere metrieken werd de nummering van de klassen omgekeerd. De norm voor natuurlijke wateren zou dus rond een score van 21 liggen.

Tabel 5.5: Overzicht van de klassen van de Index of Trophic Completeness

Klasse	4	3	2	1	0
Omschrijving	hoge kwaliteit	goede kwaliteit	matige kwaliteit	ontoereikende kwaliteit	slechte kwaliteit
ITC score	≥ 28	21-28	14-21	7-14	0-7

Momenteel wordt slechts een score van 8 gehaald. De voorgestelde maatregelen kunnen echter een duidelijke invloed hebben op deze score. Het aanbrengen van structureel hard substraat kan zorgen voor een (licht) verhoogde biomassa aan fyto-benthos wat de trofische gilde 'schrappers' zou kunnen bevoordelen. Indien de verschillende maatregelen voor het bevorderen van macrofyten doorgevoerd worden, zal dit het voorkomen van trofische gilden zoals de 'herbivoren, knippers en kauwers' (zowel van >1 als <1 voedselgrootte) bevorderen. De aanwezigheid van meerdere trofische gilden kan dan weer de kansen voor verschillende typen carnivoren verhogen. Door deze gecombineerde effecten kan verwacht worden dat de index zal stijgen. Het is echter onwaarschijnlijk dat een gelijkaardige diversiteit aan trofische gilden zal bekomen worden als voor natuurlijke wateren. Hiervoor zal de habitatdiversiteit in de havendokken te beperkt blijven. Als doelstelling wordt dan ook een score van 1 naar voor geschoven.

In tabel 5.6 wordt een overzicht gegeven voor het voorstel voor het MEP voor macro-invertebraten. Gezien er in de voorgestelde maatlat slechts 3 metrieken zijn in plaats van 5 zoals voor de MMIF wordt om de combinatie te maken van de metrieken gedeeld door 12 in plaats van 20. Op deze manier wordt een uiteindelijke score van 0,33 bekomen.

Tabel 5.6: Voorstel MEP macro-invertebraten

Metriek	Huidige toestand	GET	Voorstel MEP
Totaal aantal taxa	0	3	1
Shannon-Wiener diversiteit	0	3	1
Index of Trophic Completeness	1	niet in GET	2
Totaal	0,08	/	0,33

5.4.2 Vissen

Voor vissen geldt, dat er een groot scala aan chemische, morfologische, fysische en ecologische aspecten een rol speelt die het voorkomen van een soort bepalen. Het is daarom niet eenvoudig om op voorhand aan te kunnen geven hoeveel soorten (en welke) na het uitvoeren van maatregelen aangetroffen zullen worden (Portielje *et. al*, 2005). Bovendien bevat de voorgestelde maatlat (bijlage 4) een aantal metrieken die niet voorkomen in de maatlat meren en waarvoor dan ook geen GET voorhanden is om mee te vergelijken. Deze beide factoren maken het bepalen van het MEP niet eenvoudig. Het feit dat referentiewaarden uit vergelijkbare havens ontbreken, maakt een externe evaluatie van de voorgestelde waarden bovendien onmogelijk.

Metrieken uit maatlat meren

In tabel 5.7 wordt een overzicht gegeven van de parameters waarvoor een GET voor meren bestaat (Belpaire *et al.*, 2000). Deze wordt bereikt bij een IBI van 3,5 of meer, daarom worden de waarden voor een IBI van 3 en van 4 weergegeven. De GET ligt dan ergens tussen beide waarden. Ter vergelijking wordt de huidige score van de havendokken weergegeven.

Tabel 5.7: Overzicht huidige waarde, GET en MEP metrieken IBI

Metriek	Huidige situatie	GET	voorstel MEP
Totaal aantal soorten	3,5	3,5	3,5
Gemiddelde tolerantiewaarde	3,5	3,5	3,5
Totale biomassa (kg/ha)	?	3,5	2
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	1	3,5	2

Voor de metrieken 'totaal aantal soorten' en 'gemiddelde tolerantiewaarde' en voldoen de havendokken nu reeds aan de doelstellingen voor het GET meren. Voor deze metrieken wordt het MEP dan ook gelijkgesteld aan het GET.

Voor de metrieken 'totale biomassa' en 'gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren', waarvoor de GET niet gehaald wordt, is het aandeel aan schuil- en voedselzoekplaatsen van cruciaal belang. Door de voorgestelde maatregelen zal dit kunnen toenemen, maar enkel op de zones met taluds wat het totale aandeel beperkt. Bovendien zal de diepte tot waar waterplanten kunnen voorkomen sterk beïnvloed worden door het doorzicht. Ook kan de groei van waterplanten gehinderd worden indien ze overwoekerd worden door epifytische wieren zoals *Gladophora*. Dit is echter voornamelijk een probleem onder eutrofe omstandigheden en zou onder fysico-chemische MEP condities dan ook geen probleem mogen vormen.

Wanneer het aandeel aan waterplanten zal toenemen, kan het viswatertype van de havendokken verschuiven van een brasem-snoekbaarstype naar een blankvoorn-brasemtype. Voor het blankvoorn-brasemtype is een aandeel aan oevervegetatie van 5-20% nodig (Zoetemeyer & Lucas, 2002). Dit is haalbaar voor de havendokken indien op

een groot deel van de taluds groeizones voor waterplanten gecreëerd worden. Een nog hoger aandeel aan oevervegetatie, zoals noodzakelijk is om de omstandigheden voor het baars-blankvoorn type te bereiken, is in de havendokken niet realistisch.

Bovendien kunnen enkele van de voorgestelde maatregelen zorgen voor meer rust- en paaizones voor de vissen. Dit kan voor enkele soorten tot een verhoging van hun aandeel in het totale visbestand leiden en kan een gunstige invloed hebben op de verhouding piscivoren-niet piscivoren. Maatregelen zoals het aanleggen van vispassages en het voeren van een visvriendelijk sluisbeheer kunnen eveneens een gunstige invloed hebben op de totale biomassa en op de verhouding roofvis/witvis door een grotere instroom van vissen in de havendokken.

Ten slotte kunnen de maatregelen in verband met baggerwerken, een betere regulering en handhaving voor hengelaars en het vermijden van inzuig van vis een gunstige invloed hebben op het visbestand.

Voor het blankvoorn-brasem diepwater type kan een totale biomassa van 275-500 kg/ha verwacht worden. Een aantal factoren, eigen aan de haven, maken echter dat de draagkracht van de havendokken lager ligt dan deze waarden. De intensieve scheepvaart in de haven is voor de aanwezige vis in principe ongunstig. Intensief scheepvaartverkeer heeft een negatieve invloed op de ontwikkeling van visvoedsel (dierlijk plankton en macrofauna), waardoor de draagkracht van het water voor vis afneemt. De wisselende stroomsnelheden bij het passeren van schepen en de daarmee gepaard gaande turbulentie van het water bemoeilijken de foerageermogelijkheden voor vis in de waterkolom. De draagkracht van de haven voor vis wordt verder beperkt door de grote waterdiepte, het nagenoeg ontbreken van structuur op de waterbodem en het beperkte aandeel van ondiepere (begroeide) oeverzones. Gesteld kan worden dat de draagkracht in de Haven van Antwerpen vrij laag is. Naar verwachting bedraagt de draagkracht voor vis maximaal 200 kilo per hectare (Visserijbedrijf Kalkman, 2008). In werkelijkheid ligt de totale biomassa in de havendokken echter nog veel lager. Gezien hogere densiteiten werden aangetroffen in rustige zones of nabij schuilplaatsen, kan het verhogen van het aandeel aan rustzones de totale biomassa mogelijk opkrikken. Gezien het potentiële aantal locaties voor rustzones echter beperkt is en intensieve scheepvaart inherent is aan de werking van de haven zal het effect hiervan echter veeleer beperkt zijn. Vanuit deze overwegingen worden de doelstellingen voor het MEP aangepast tot een minimale biomassa tussen de 25 en 50 kg/ha en een maximale biomassa tussen de 350 en 499 kg/ha. Dit stemt overeen met een waarde van 2 voor deze metriek.

Een hoger aantal schuilplaatsen (en de aanleg van achterplassen en paaizones waar ook schuilplaatsen aanwezig zijn) kan eveneens een gunstige invloed hebben op de verhouding piscivore/niet-piscivoren. De dominantie van snoekbaars wordt momenteel in stand gehouden door het ontbreken van schuilplaatsen voor de prooien, de continue aanvoer van nieuwe prooien via de sluizen en kannibalisme. Bovendien wordt de voortplanting van snoekbaars in de havendokken niet gehinderd door de aanwezigheid van zuurstofloze diepwater zones. De scheepvaart zorgt immers voor een goede menging van de waterkolom (zie ook paragraaf 2.3.2.1 en figuur 2.3). Een relatief hoog aandeel aan snoekbaars is dan ook vermoedelijk niet te vermijden. Het aandeel aan witvis kan echter toenemen door de verschillende maatregelen (zie boven) waardoor de ratio evenwichtiger wordt dan nu het geval is. Daarom wordt als maximale waarde voor de ratio voor het MEP een waarde tussen 0,25 en 0,4 vooropgesteld. De minimale ratio blijft behouden zoals in het GET voor meren. Dit stemt overeen met een waarde van 2 voor deze metriek.

Voor de metriek 'aandeel exoten' kan de GET waarde niet gebruikt worden gezien deze metriek gewijzigd wordt ten opzichte van de maatlat voor meren. Er is voor deze

parameter geopteerd om niet met gewichtspercentages te werken maar met het aantal niet-inheemse individuen ten opzichte van het totaal.

In tabel 5.8 wordt een voorstel gegeven voor de indeling in klassen voor deze nieuwe metriek.

Tabel 5.8: Indeling van de metriek 'aandeel exoten' in klassen

	Klasse metriek				
	5	4	3	2	1
Aandeel exoten (ind/totaal)	0-0,0249	0,025-0,049	0,05-0,1249	0,125-0,25	>0,25

In de havendokken werd 1 exotische soort aangetroffen (snoekbaars). Deze had een aandeel van 0,29 op rechteroever en 0,44 op linkeroever. Hiermee behalen de havendokken momenteel een score van 1. Vanuit andere waarnemingen (vb. van hengelaars) is echter geweten dat er zeker nog soms andere niet-inheemse soorten worden aangetroffen in de dokken. Het gaat hierbij om soorten zoals blauwbandgrondel en zonnebaars die via de Zeeschelde of het Albertkanaal in de dokken terechtkomen. Indien het aantal roofvissen meer evenwichtig wordt, zou hun aantal kunnen toenemen waardoor de kans vergroot dat ze tijdens toekomstige monitoringen worden aangetroffen. Het aantal exoten is dus vermoedelijk een onderschatting.

De maatregelen zullen echter kunnen leiden tot een stijging van het totale aantal soorten, zoals reeds hoger beschreven. Hierdoor kan verwacht worden dat ook het aandeel exoten op het totaal zal afnemen. Daarom wordt ervoor gekozen om een waarde van 3,5 voorop te stellen voor het MEP.

Nieuwe metriecken

Tabel 5.9: Indeling van de metriek 'aandeel diadrome soorten' in klassen

	Klasse metriek				
	5	4	3	2	1
Aandeel diadrome soorten (# soorten/totaal)	>0,75	0,5-0,749	0,25-0,49	0,05-0,249	0-0,049

Momenteel behalen de dokken een score van 3 voor deze metriek. De aanleg van vispassages zou echter moeten leiden tot een verhoging van deze groep van vissen. Daarom wordt voorgesteld de MEP voor deze metriek vast te leggen op 3,5.

Tabel 5.10: Indeling van de metriek 'verdeling in jaarklassen' in klassen

	Klasse metriek				
	5	4	3	2	1
Verdeling in jaarklassen	+0 en +1 aanwezig		+0 of +1 aanwezig		geen juvenielen

Momenteel zijn er juvenielen van zowel de 0+ als 1+ jaarklasse aanwezig in de dokken voor enkele soorten. Hiermee wordt een score van 5 behaald voor deze metriek. Gezien de kaderrichtlijn water stelt dat er geen achteruitgang mag zijn, wordt voor het MEP dan ook een waarde van 5 voorgesteld. De voorgestelde maatregelen zouden de rekrutering ook moeten bevorderen zodat het behouden van deze goede score geen probleem zou mogen vormen.

Voorstel MEP vissen

Vanuit bovenstaande overwegingen kan het voorstel MEP vissen samengevat worden zoals in tabel 5.11 weergegeven.

Tabel 5.11: Voorstel MEP vissen

Metriek	Huidige situatie	GET	voorstel MEP
Totaal aantal soorten	3,5	3,5	3,5
Gemiddelde tolerantiewaarde	3,5	3,5	3,5
Totale biomassa (kg/ha)	?	3,5	2
Aandeel exoten (# ind. op totaal)	1	/	3,5
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	1	3,5	2
Diadrome soorten (# soorten op totaal)	3	/	3,5
Verdeling in jaarklassen	5	/	5
IBI	3,1	3,5	3,3

5.4.3 Fytoplankton

De maximale chlorofyl a concentratie die werd gemeten in 2008 was 63,6 µg/l. Deze waarde ligt net boven de doelstellingen voor de GET. Indien de fosfaatconcentraties dalen tot de doelstellingen voor het MEP fysico-chemie, kan de GET-norm zeker gehaald worden.

De huidige waarden voor het percentage aan cyanobacteriën (maximale piekwaarden) ligt net lager dan de GET voor zeer licht brakke meren. Gezien de Kaderrichtlijn Water stelt dat de kwaliteit niet achteruit mag gaan, worden de huidige waarden als doelstelling genomen.

Tabel 5.12: Voorstel MEP fytoplankton

Deelmaatlat	Huidige situatie	GET	voorstel MEP
Chlorofyl a (µg/l)	63,6	60	60
% cyanobacteriën	9,9	10	9,9
		one out all out	one out all out

5.4.4 Fytobenthos

Effecten van mogelijke maatregelen op het fytobenthos

De ingeschatte effecten van maatregelen zijn vermeld in tabel 5.13¹².

¹² In de huidige situatie weet zich al een groot aantal diatomeeënsoorten uit brakke wateren te handhaven, voornamelijk door de verschillen in zoutgehalte en de concentraties van voedingsstoffen. Er zijn echter nog betrekkelijk weinig soorten die kenmerkend zijn voor de wisselende waterstanden en soorten die zich hechten aan kleine deeltjes als zandkorrels (zoals dat bijvoorbeeld in estuaria het geval is). Locatie 1, een afgelegen soort grofkorrelig strandje met flauw talud in het Verrebroekdok, komt nog het meest in deze richting. Het aanbrengen van meer differentiatie in de oevers, door het aanleggen van flauwer hellende taluds en fijnkorrelige substraten (grind, zand) zou een positieve invloed hebben op de diversiteit van het fytobenthos, maar deze maatregelen zijn niet realistisch.

Tabel 5.13: Geschatte effecten van het maatregelenpakket MEP op het fyto­benthos.

Maatregelen	Effecten op fyto­benthos
<i>Morfologische condities</i>	
Aanbrengen verbeterd hard substraat	niet of nauwelijks positief
Aanbrengen zandlaag op talud	licht positief
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	licht positief
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	licht positief
Aanleg plasbermen / vooroever	misschien positief
Aanleg achterplas	waarschijnlijk positief
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>	
Verjagen vissen voor start baggeren	geen
Vermijden van resuspensie sediment	misschien positief
Aanpassingen planning baggeren	geen
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm</i>	
Vispassage aanleggen*	geen
Visvriendelijk sluisbeheer*	geen
Aanleg paaiplaatsen	geen
Creëren rustzones voor vissen	geen
Vermijden inzuig vis bij ontrekkingen	geen
Regulering en handhaving recreatief hengelen	geen
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	geen
Bestrijding invasieve soorten	geen
Aanleg fauna uit­treed­plaatsen	geen

Wezenlijke verlaging van het zoutgehalte en wezenlijke verhoging van de concentratie van voedingsstoffen, alsmede contaminatie met toxische stoffen, zullen negatieve consequenties hebben voor de kwaliteit van het fyto­benthos.

Voorstel MEP fyto­benthos

Voor de natuurlijke, zwak brakke wateren van Vlaanderen bestaat nog geen maatlat voor het fyto­benthos. Daarom zijn de scores berekend van de fyto­benthosmonsters uit de Antwerpse dokken op de Nederlandse concept-maatlat voor het type M30 (zwak brakke wateren, Cl 0,3 – 3 g/l). De resultaten zijn vermeld in tabel 5.14. De meeste aparte locaties scoren voldoende op deze maatlaten. De scores voor het waterlichaam zijn goed, zodat de GET-waarden overgenomen kunnen worden voor het MEP.

De maatlatgrenzen zijn vermeld in tabel 5.15. De berekening van de scores geschiedt door lineaire interpolatie (Van den Berg 2004).

Tabel 5.14: Scores van positieve en negatieve indicatorsoorten op de concept-maatlaten van het Nederlandse type M30 (zwak brakke wateren). De indicatorsoorten zijn aangegeven in bijlage 1: concentraties specifieke verontreinigende stoffen (maart 2008)

bijlage 2.

Locatie	Diepte	Hoeveelheid (%)		Score			Klasse
		Neg	Pos	Neg	Pos	Gem	
1	0	2.5	20.5	1.00	0.41	0.70	goed
1	20	0.5	32.0	1.00	0.52	0.76	goed
2	20	2.5	34.0	1.00	0.54	0.77	goed
3	0	3.5	14.5	1.00	0.29	0.65	goed
3	20	31.0	12.0	0.53	0.24	0.38	ontoereikend
4	20	10.0	13.0	0.80	0.26	0.53	matig
5	20	3.5	24.0	1.00	0.44	0.72	goed
6	0	2.5	53.0	1.00	0.73	0.87	zeer goed

6	20	10.5	12.0	0.79	0.24	0.52	matig
7	20	3.0	8.0	1.00	0.16	0.58	matig
8	20	1.0	15.5	1.00	0.32	0.66	goed
9	0	3.5	30.0	1.00	0.50	0.75	goed
9	20	0.0	32.0	1.00	0.52	0.76	goed
10	20	1.5	21.5	1.00	0.42	0.71	goed
11	0	3.5	12.5	1.00	0.25	0.63	goed
11	20	1.0	19.0	1.00	0.38	0.69	goed
11bis	20	1.0	15.0	1.00	0.30	0.65	goed
12	20	0.0	11.0	1.00	0.22	0.61	goed
13	20	0.0	13.0	1.00	0.26	0.63	goed
14	20	1.0	10.5	1.00	0.21	0.61	goed
15	0	0.0	20.0	1.00	0.40	0.70	goed
15	20	1.0	6.5	1.00	0.13	0.57	matig
Gemiddelde							
Alle	0	2.6	25.1	1.00	0.43	0.71	goed
Alle	20	4.2	17.4	0.94	0.32	0.63	goed
Alle	0	3.8	19.5	0.96	0.35	0.66	goed

Tabel 5.15: Voorstel MEP fytobenthos

Parameter	Huidige situatie	GET M30*	Voorstel MEP
Gemiddelde score	0,66	0,6	0,66

6 VOORSTEL GEP

6.1 Inleiding

Het GEP (Goed Ecologisch Potentieel) is de norm waar waterbeheerders naartoe moeten werken en vormt de doelstelling die in principe in 2015 gehaald moet worden, tenzij er redenen zijn voor verlaging of fasering van dit doel (op grond van disproportionele kosten of maatschappelijk draagvlak). Het GEP wordt afgeleid van het MEP. Ten opzichte van het MEP worden voor het GEP geen maatregelen meegenomen die slechts een gering positief effect hebben op de ecologische toestand van het waterlichaam. Hierdoor is de afwijking tussen het MEP en het GEP gering (Projectgroep Implementatie Handreiking, 2005).

Om te bepalen welke maatregelen wel of niet meegenomen worden voor het GEP, zijn de volgende criteria aangehouden:

- De MEP-waarden vormen het uitgangspunt voor het afleiden van GEP-waarden.
- Waar de huidige situatie van een deelmaatlat voldoet aan de MEP-waarde, wordt deze waarde overgenomen voor het GEP (de intentie van de KRW kan niet zijn dat het GEP lager ligt dan de huidige situatie. Er zou dan immers "ruimte" zijn om de huidige toestand / kwaliteit (verder) aan te tasten).
- Waar de MEP waarde voor een (deel)maatlat boven de GET zit, wordt het GEP gelijkgesteld aan de GET voor die (deel)maatlat.
- Voor deze deelmaatlaten (waar de MEP nu al gehaald wordt) zijn geen maatregelen nodig.
- Mitigerende maatregelen zonder of met slechts een gering ecologisch effect worden niet meegenomen in het maatregelenpakket voor het GEP.
- De keuze om mitigerende maatregelen wel mee te nemen in het maatregelenpakket voor het GEP wordt alleen gebaseerd op ecologische effecten en niet op basis van sociaal-economische gevolgen. Kosten vormen hier dus nog geen afwegingscriterium.
- Voor elk biologisch kwaliteitselement moet minimaal één maatregel voor het GEP meegenomen worden, tenzij het kwaliteitselement in de huidige situatie al voldoet aan het MEP of verwacht wordt dat door maatregelen bovenstrooms deze gehaald gaat worden.
- Indien meerdere maatregelen hetzelfde effect beogen, maar een duidelijk verschillende effectiviteit hebben (inhoudelijk én geografisch) kunnen één of meerdere maatregelen afvallen.
- De maatregelen vallen niet af als ze allemaal evenveel bijdragen aan het behalen van ecologische doelen.

Tabel 6.1: Effectiviteit mitigerende maatregelen. Effectiviteit van de maatregelen worden uitgedrukt in scores voor de verschillende kwaliteitselementen van de KRW. De score varieert van -3 tot +3 (gebaseerd op expertoordeel Haskoning en stuurgroep).

				HYDRO- MORFOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN			BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN									FYSISCH-CHEMISCHE KWALITEITSELEMENT EN				
							macroinver - tebraten		vissen			fyto- plankton		fyto- benthos						
Maatregelen	Subtotaal hydromorfologie	Subtotaal biologie	Subtotaal fysisch-chemisch	Diepte, oppervlakte en omtrek	Structuurrijkdom oeverprofiel	Structuur substraat en bodem	soortsaamenstelling	soortenrijkdom	soortsaamenstelling- en -rijkdom	abundantie en natuurlijke aangroei	trofische structuur	chlorofyl concentratie	% cyanobacterien	soortsaamenstelling	soorsaamenstelling	thermische omstandigheden	zuurstofhuishouding	zoutgehalte	nutriënten	doorzicht
Aanbrengen verbeterd hard substraat	1	7	0	0	0	1	2	2	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Aanbrengen zandlaag op talud	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	3	27	9	0	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0	3	0	3	3
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	1	8	3	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	2	2	0	1	0	1	1
Aanleg plasbermen / vooroever	2	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Aanleg achterplas	3	12	0	0	3	0	1	1	2	3	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0
Verjagen vissen voor start baggeren	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vermijden van resuspensie sediment	0	8	2	0	0	0	1	0	2	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2

				HYDRO- MORFOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN			BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN										FYSISCH-CHEMISCHE KWALITEITSELEMENTEN				
							macro-inver- tebraten		vissen			fyto- plankton		fyto- benthos	macro -fyten						
Maatregelen	Subtotaal hydromorfologie	Subtotaal biologie	Subtotaal fysisch-chemisch	Diepte, oppervlakte en omstrek	Structuur oeverzone	Structuur substraat en bodem	soortsaamenstelling	soortenrijkdom	soortsaamenstelling- en -rijkdom	abundantie en natuurlijke aangroei	trofische structuur	chlorofyl concentratie	% cyanobacterien	soortsaamenstelling epilithon	soorsaamenstelling epifyton	thermische omstandigheden	zuurstofhuishouding	zoutgehalte	nutriënten	doorzicht	
Vispassage aanleggen*	0	5	0	0	0	0	0	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Visvriendelijk sluisbeheer*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Aanleg paaiplaatsen	0	12	0	0	0	0	1	1	2	3	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0	
Creëren rustzones voor vissen in kaaimuren	3	6	0	0	3	0	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Vermijden inzuig vis bij ontrekkingen	0	4	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Handhaving visserij	0	4	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	0	5	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bestrijding invasieve soorten	0	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Aanleg fauna uittreedplaatsen	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

* De maatregel komt zowel ten goede aan het onderzochte waterlichaam als aan het aangrenzende regionale water.

6.2 Effectiviteit maatregelen

In tabel 6.1 wordt per maatregel het effect op de verschillende deelmaatlaten van de maatlaten van de hydromorfologische, biologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen in een score uitgedrukt. Deze scores zijn voornamelijk gebaseerd op expertoordeel. De deelmaatlaten en maatlaten zijn watertype-specifiek (hier Bzl). Om de tabel overzichtelijk te houden werden voor de maatlaten met veel metrieken/deelmaatlaten deze wel geaggregeerd in clusters. De categoriën in de tabel komen dan ook niet volledig overeen met deze van de maatlat maar omvatten inhoudelijk wel alle in de maatlat behandelde aspecten. In de tabel zijn alleen maatregelen meegenomen die gepland zijn, nieuw zijn of zeer recent zijn uitgevoerd.

Uit tabel 6.1 blijkt dat de maatregelen 'aanbrengen zandlaag op talud', 'verjagen vissen voor baggeren', 'visvriendelijk sluisbeheer' en 'aanleg fauna uittreedplaatsen' niet scoren op de biologische kwaliteitselementen en dus ecologisch gezien weinig effectief zijn. Deze maatregelen worden daarom niet meegenomen in het maatregelenpakket GEP.

6.3 Maatregelenpakket GEP

In tabel 6.2 wordt de huidige situatie van de deelmaatlaten vergeleken met de voorgestelde MEP-waarden. Indien het kwaliteitselement reeds voldoet aan de MEP-waarde worden geen maatregelen meegenomen in het GEP.

Tabel 6.2: Vergelijking huidige situatie met de voorgestelde MEP-waarden en duiding of maatregel voor het GEP al of niet nodig is.

(Deel) maatlat	huidige situatie	MEP	Vergelijking huidige situatie met MEP	Maatregelen nodig voor GEP?
Macro-invertebraten				
Aantal taxa	0	1	lager dan MEP	Ja
Diversiteit	0	1	lager dan MEP	Ja
ITC	1	2	lager dan MEP	Ja
Vissen				
Totaal aantal soorten	3,5	3,5	voldoet reeds aan MEP	Nee
Gemiddelde tolerantiewaarde	3,5	3,5	voldoet reeds aan MEP	Nee
Totale biomassa (kg/ha)	?	2	onbekend	Ja
Aandeel exoten	2	3,5	voldoet reeds aan MEP	Nee
Gewicht ratio piscivoren / niet-piscivoren	1,5	2	lager dan MEP	Ja
Diadrome soorten (# soorten op totaal)	3	3,5	lager dan MEP	Ja
Verdeling in jaarklassen	5	5	voldoet reeds aan MEP	Nee
Fytoplankton				
Chlorofyl a	63,6	60		Nee
% Cyanobacteriën	9,9	9,9		Nee
Fytobenthos				
soortsamenstelling	0,66	0,66	voldoet reeds aan MEP	Nee

In tabel 6.3 zijn de maatregelen uit het maatregelenpakket MEP weergegeven. De tabel is een samenvatting van tabel 6.1 waarin de effectiviteit van de maatregelen is weergegeven. Op basis van deze tabel, de criteria genoemd in paragraaf 6.1 én de constatering in tabel 6.2 of er voor het GEP voor (deel)maatlaten maatregelen nodig zijn, wordt het maatregelenpakket voor het GEP bepaald.

Tabel 6.3: Het maatregelenpakket MEP en de scores per maatlat (som van deelmaatlaten uit tabel 6.1). Per maatregel is aangegeven of deze al dan niet mee wordt genomen in het maatregelenpakket dat hoort bij het GEP.

	macro- invertebraten	vissn	fytoplankton	fytobenthos	macrofyten	Maatregel GEP?
Maatregelenpakket MEP						
<i>Morfologische condities</i>						
Aanbrengen verbeterd hard substraat	4	2	0	1	0	ja
Aanbrengen zandlaag op talud	0	0	0	0	0	nee
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	6	9	6	3	3	ja
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	0	2	2	2	2	ja
Aanleg plasbermen / vooroever	0	0	0	1	0	nee
Aanleg achterplas	2	4	0	2	2	ja
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>						
Verjagen vissen voor start baggeren	0	0	0	0	0	nee
Vermijden van resuspensie sediment	1	4	0	0	1	ja
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm</i>						
Vispassage aanleggen*	0	5	0	0	0	ja
Visvriendelijk sluisbeheer*	0	0	0	0	0	nee
Aanleg paaiplaatsen	2	6	0	0	1	ja
Creëren rustzones voor vissen in kaaimuren	2	4	0	0	0	ja
Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen	0	4	0	0	0	ja
Handhaving visserij	0	4	0	0	0	ja
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	4	0	0	0	0	ja
Bestrijding invasieve soorten	2	0	0	0	0	ja
Aanleg fauna uitteedplaatsen	0	0	0	0	0	nee

In totaal vervallen er dus vijf maatregelen voor het maatregelenpakket GEP die wel in het maatregelenpakket MEP waren opgenomen. Dit zijn de maatregelen 'aanbrengen zandlaag op talud', 'verjagen vissen voor baggeren', 'visvriendelijk sluisbeheer' en 'aanleg fauna uitteedplaatsen' die weggefallen zijn omdat ze niet effectief waren voor de biologische kwaliteitslementen en de maatregel 'aanleg plasbermen / vooroever' omdat deze enkel effectief is voor het BKE fytobenthos waarvoor geen maatregelen nodig zijn (voldoet reeds aan MEP).

Tabel 6.4: Maatregelenpakket GEP

Maatregelen	Doel maatregel
<i>Morfologische condities</i>	
Aanbrengen verbeterd hard substraat	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanleg achterplas	Verbeteren ecologische kwaliteit
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>	
Vermijden van resuspensie sediment	Verbeteren ecologische kwaliteit
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm</i>	
Vispassage aanleggen*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Aanleg paaiplaatsen	Verbeteren vispopulatie*
Creëren rustzones voor vissen in kaaimuren	Verbeteren vispopulatie*
Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen	Verbeteren vispopulatie
Handhaving visserij	Verbeteren vispopulatie

Maatregelen	Doel maatregel
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Bestrijding invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*

6.4 GEP fysico-chemie en hydromorfologie

Op basis van de criteria genoemd in paragraaf 6.1, zijn er geen redenen om de GEP-waarden te verlagen ten opzichte van de MEP-waarden.

6.5 GEP biologie

6.5.1 Macro-invertebraten

GEP

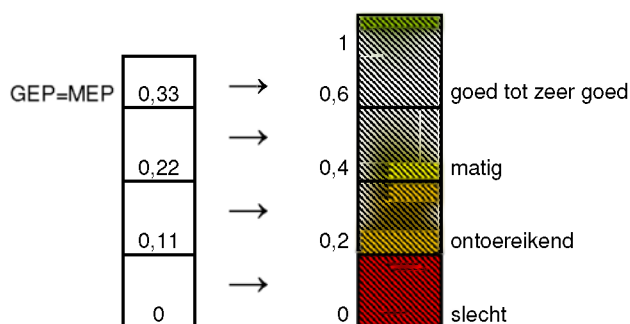
Op basis van de criteria genoemd in paragraaf 6.1, zijn er geen redenen om de GEP-waarden te verlagen ten opzichte van de MEP-waarden.

Tabel 6.5: Voorstel GEP macro-invertebraten

Metriek	Huidige toestand	Voorstel MEP	Voorstel GEP
Totaal aantal taxa	0	1	1
Shannon-Wiener diversiteit	0	1	1
Index of Tropic Completeness	1	2	2
Totaal	0,08	0,33	0,33

Maatlat

Om later de EKR van de havendokken te kunnen bepalen, moeten de waarden voor de doelstellingen omgezet worden naar een uniforme maatlat. Voor deze maatlat geldt dat de doelstelling voor het MEP gelijkgesteld wordt aan 1 en de doelstelling voor het GEP gelijkgesteld wordt aan 0,6. Van hieruit worden de onderliggende klassegrenzen berekend.



6.5.2 Vissen

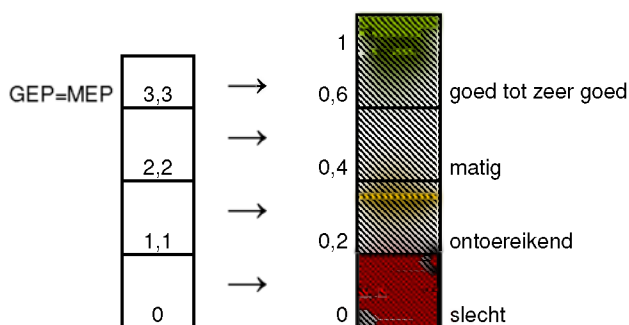
Op basis van de criteria genoemd in paragraaf 6.1, zijn er geen redenen om de GEP-waarden te verlagen ten opzichte van de MEP-waarden.

Tabel 6.6: Voorstel MEP vissen

Metriek	Huidige situatie	voorstel MEP	voorstel GEP
Totaal aantal soorten	3,5	3,5	3,5
Gemiddelde tolerantiewaarde	3,5	3,5	3,5
Totale biomassa (kg/ha)	?	2	2
Aandeel exoten (# ind. op totaal)	2	3,5	3,5
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	1,5	3,5	2
Diadrome soorten (# soorten op totaal)	3	3,5	3,5
Verdeling in jaarklassen	5	5	5
IBI	3,1	3,3	3,3

Maatlat

Om later de EKR van de havendokken te kunnen bepalen, moeten de waarden voor de doelstellingen omgezet worden naar een uniforme maatlat. Voor deze maatlat geldt dat de doelstelling voor het MEP gelijkgesteld wordt aan 1 en de doelstelling voor het GEP gelijkgesteld wordt aan 0,6. Van hieruit worden de onderliggende klassegrenzen berekend.



6.5.3 Fytoplankton

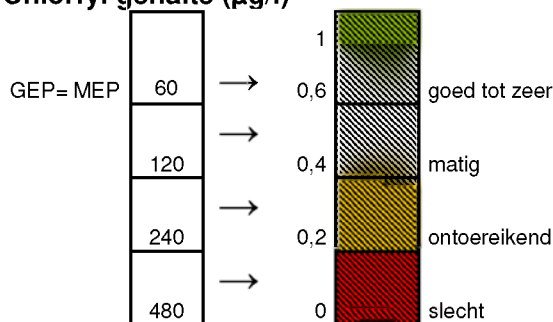
Gezien de huidige situatie voor de deelmaatlat cyanobacteriën beter is dan het GET, wordt het GEP verlaagd tot deze GET waarde en liggen de waarden dus iets hoger dan de MEP. De doelstelling voor de deelmaatlat chlorofyl a blijft dezelfde als voor het MEP.

Deelmaatlat	Huidige situatie	voorstel MEP	voorstel GEP
Chlorofyl a (µg/l)	63,9	60	60
% cyanobacteriën	9,9	9,9	10
Totale score		one out all out	one out all out

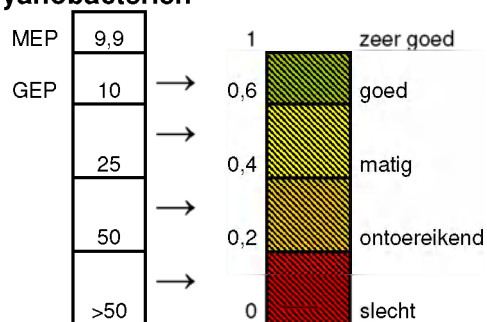
Maatlat

Om later de EKR van de havendokken te kunnen bepalen, moeten de waarden voor de doelstellingen omgezet worden naar een uniforme maatlat. Voor deze maatlat geldt dat de doelstelling voor het MEP gelijkgesteld wordt aan 1 en de doelstelling voor het GEP gelijkgesteld wordt aan 0,6. Van hieruit worden de onderliggende klassegrenzen berekend. Voor fytoplankton wordt eerst de EKR van de afzonderlijke deelmaatlaten bepaald. Er moeten dan ook twee maatlaten opgesteld worden.

Chlorfyl gehalte (µg/l)



% cyanobacteriën



6.5.4 Fytobenthos

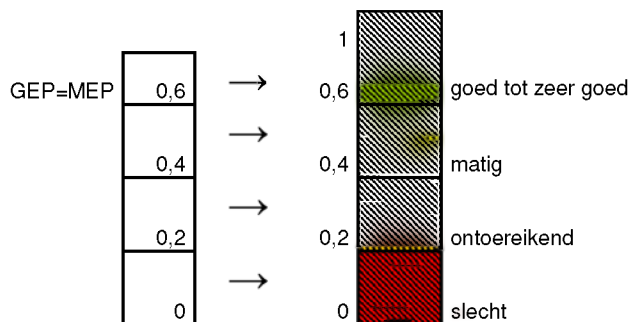
Gezien de huidige situatie beter is dan het GET, wordt het GEP verlaagd tot deze GET waarde en ligt dus iets lager dan de MEP.

Tabel 6.7: Voorstel MEP fytobenthos

Parameter	Huidige situatie	Voorstel MEP	Voorstel GEP
Gemiddelde score	0,66	0,66	0,6

Maatlat

Om later de EKR van de havendokken te kunnen bepalen, moeten de waarden voor de doelstellingen omgezet worden naar een uniforme maatlat. Voor deze maatlat geldt dat de doelstelling voor het MEP gelijkgesteld wordt aan 1 en de doelstelling voor het GEP gelijkgesteld wordt aan 0,6. Van hieruit worden de onderliggende klassegrenzen berekend. Gezien het geringe verschil tussen de doelstelling voor het MEP en deze voor het GEP wordt beslist deze samen te nemen in een klasse van 0,6 tot 1.



6.6 Samenvatting GEP

Voor het bepalen van de maatregelen die mee moeten worden genomen voor het GEP, zijn alleen maatregelen komen te vervallen met een gering ecologisch effect (tabel 5.1). Ten opzichte van het MEP worden alleen de GEP-waarden voor fytoplankton en fytobenthos aangepast. Hier wordt de doelstelling voor de gemiddelde score (aandeel positieve en negatieve indicatoren) verlaagd tot de GET (doelstelling voor natuurlijke wateren).

De GEP-waarden voor de deelmaatlaten komt meestam overeen met de MEP-waarden. Hiervoor zijn twee redenen:

1. Indien de huidige situatie reeds voldoet aan de GET-waarde dan is de GET-waarde overgenomen als MEP- en als GEP-waarde.
2. In de stap van MEP naar GEP wordt in dit rapport het criterium (zie paragraaf 6.1) dat mitigerende maatregelen zonder of met slechts een gering ecologisch effect niet worden meegenomen in het maatregelenpakket voor het GEP, strikt gehanteerd. Zo'n maatregel zal zowel aan het MEP als aan het GEP dermate weinig bijdragen dat er geen aantoonbaar verschil optreedt tussen beide waarden.

De GEP- (en MEP-)waarden liggen met het verschijnen van dit rapport, niet helemaal vast. Er bestaat de bestuurlijke vrijheid om MEP en dus GEP te heroverwegen. Bovendien kan doormiddel van ontheffingen (hoofdstuk 7) gevraagd worden de normen van het GEP te verlagen of om de maatregelen te faseren in de tijd en zo de termijn voor het behalen van de norm te verlengen.

6.7 Vergelijking GEP met doelen beschermde gebieden

De KRW schrijft voor een Register op te stellen van gebieden die op grond van artikel 6 en bijlage IV (KRW) zijn aangewezen als beschermd gebied. Voor de zoute wateren zijn dit gebieden die vallen onder de werking van:

- de Vogelrichtlijn (79/409/EEG);
- de Habitatrichtlijn (92/43/EEG);
- de Zwemwaterrichtlijn (2006/7/EG);
- de Nitraatrichtlijn (91/676/EEG).

Ook gebieden die zijn aangewezen als Schelpdierwater (79/923/EEG) of Viswater (78/659/EEG) of oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater (75/440/EEG) zijn als beschermd gebied aangewezen onder de KRW.

Het waterlichaam 'Antwerpse havendokken en Schelde-Rijn verbinding' is aangeduid als viswater. De doelstellingen van het GEP zijn niet in tegenspraak met de doelstellingen voor viswaters. Beide doelstellingen blijven enige tijd naast elkaar behouden, meerbepaald tot 22/12/2013.¹³ Daarna vervangt de GEP doelstelling de oude 'visdoelen'.

¹³ Zie Artikel 22, 2 van de KRW: De richtlijn 78/659/EEG wordt 13 jaar na de inwerkingtreding van de KRW ingetrokken. De KRW is van kracht geworden op 22/12/2000. De viswater richtlijn blijft dus van kracht tot 22/12/2013.

7 KOSTEN-EFFECTIVITEITS ANALYSE

7.1 Inleiding

De KRW vraagt dat de keuze en afweging van maatregelen mee op basis van kosteneffectiviteit zou worden verantwoord. Er wordt aan de lidstaten gevraagd de beschikbare middelen efficiënt te investeren zodat de maatregelenprogramma's de grootst mogelijke milieuwinst opleveren tegen de laagst mogelijke kosten¹⁴.

In hoofdstuk 3 van het maatregelenprogramma horende bij het stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde is aangegeven hoe men voor Vlaanderen te werk is gegaan¹⁵. Daarbij heeft men zich voornamelijk gebaseerd op bepalingen van de KRW.

Hoewel de in deze studie voorgestelde GEP maatregelen voor het waterlichaam VL05_187 geen expliciet deel uitmaken van het stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde en het erbij horende maatregelenprogramma, is er niettemin voor gekozen ook voor dit waterlichaamspecifieke maatregelenpakket ten behoeve van het GEP van het waterlichaam VL05_187 dezelfde, Vlaamse werkwijze te hanteren als hulpmiddel om de volgorde van uitvoering van de maatregelen te helpen bepalen.

In dit hoofdstuk wordt de methodiek uitgelegd die is gevolgd om de kosteneffectiviteit van de voorgestelde GEP maatregelen te bepalen en worden de resultaten van deze analyse beschreven (7.2). Tenslotte wordt er aangegeven welke andere overwegingen nog meespelen voor het bepalen van de volgorde van de uit te voeren maatregelen (7.3).

7.2 Bepaling kosteneffectiviteit van de maatregelen (KEA)

De kosteneffectiviteit van een maatregel kan bepaald worden door het (te verwachten) effect van een maatregel te delen door de (naar best vermogen ingeschatte) kosten voor de uitvoering van de maatregel. Hieronder wordt beschreven hoe het effect en de kosten van de verschillende maatregelen is bepaald.

Belangrijk is te benadrukken dat beiden, effecten en kosten, naar best vermogen zijn ingeschat op basis van de nu beschikbare kennis en expertise. Men is zich terdege bewust van de kennislacunes die bestaan zowel voor de effect- als voor de kostenbeoordeling. Daarom moet met deze KEA gezien worden als een hulpmiddel dat een *indicatie* kan geven van de relatieve kosteneffectiviteit van de voorgestelde GEP maatregelen ten opzichte van elkaar. Het is te verwachten dat, over 6 jaar, wanneer het GEP en de bijhorende maatregelen worden herzien, verschuivingen kunnen optreden in functie van de nieuw verworven inzichten.

7.2.1 Methode

7.2.1.1 Bepaling effecten

Tabel 6.1 in dit rapport is als uitgangspunt genomen voor de bepaling van de effecten per maatregel. De score in deze tabel geeft de te verwachten verandering per deelmaatlat weer van de verschillende voorgestelde maatregelen. Bij de waardering van de effecten is hierbij niet gekeken naar de beginsituatie van een bepaalde deelmaatlat.

¹⁴ Dit geldt in het bijzonder voor de *aanvullende maatregelen*. Zie onder 3.2 van het maatregelprogramma horende bij het stroomgebiedbeheerplan van de Schelde.

¹⁵ Het maatregelenprogramma alsook het stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde zal tijdens het openbaar onderzoek in de loop van eind 2008-begin 2009 beschikbaar zijn via de website www.volvanwater.be.

Met andere woorden, er is bij de beoordeling van de effectiviteit niet gekeken in welke mate een verbetering voor die (deel)maatlat noodzakelijk was om het maximaal ecologisch potentieel te bereiken.

Deze effectbeoordeling is gebaseerd op gegevens uit de literatuur, waar deze beschikbaar waren, en is aangevuld met inzichten uit expert beoordeling wanneer er nog geen gegevens uit onderzoek beschikbaar waren.

Deze effectbeoordeling is gebaseerd op de *huidige* beschikbare inzichten en kennis. Het is aanbevolen bij de implementatie van de GEP maatregelen nadere monitoring te doen opdat in de toekomst de te verwachten effecten van een maatregel accurater ingeschat kunnen worden.

7.2.1.2 Bepaling kosten

Normaal gezien tracht men voor de kostenvergelijking tussen de verschillende voorgestelde maatregelen de jaarlijkse kosten per maatregel te gebruiken. Hoewel voor een aantal van de voorgestelde maatregelen investeringskosten beschikbaar zijn gebaseerd op de groslijst zoals die door Arcadis (2003) is opgesteld, is er voor gekozen de kosten op een kwalitatieve wijze te beoordelen (met een 7-delige schaal) aangezien niet voor alle maatregelen de jaarlijkse kosten gekend zijn. Deze kwalitatieve beoordeling is gebaseerd op het expertoordeel van Haskoning en informatie die door het havenbedrijf is aangeleverd.

De kosten werden opgesplitst in investeringskosten en onderhoud- en beheerkosten. Sommige maatregelen vergen immers een grote investering maar vragen weinig onderhoud achteraf, terwijl het bij andere maatregelen net andersom is. De totale kost wordt dan berekend door beide kosten bij elkaar op te tellen. Deze kwalitatieve beoordeling laat toe de maatregelen te *rangschikken* van duur naar goedkoop. Dure maatregelen krijgen een hoge score, goedkope maatregelen een lage.

7.2.1.3 Bepaling kosteneffectiviteit

Voor de bepaling van de kosteneffectiviteit van de maatregelen is gekozen voor een vergelijking van de indexering van de effecten met de indexering van de kostenbeoordeling.

Er is gekozen voor deze indexaanpak, omdat de maximumscore voor effect niet overeenstemt met de maximumscore voor de kosten. Hierdoor zou in een vergelijking de effectiviteit zwaarder kunnen doorwegen dan de kost, wat niet de bedoeling is. Door gebruik te maken van een index wordt de kwalitatieve score van de effecten vertaald naar een getalswaarde die het *relatieve* effect van een bepaalde maatregel weergeeft ten opzichte van de andere maatregelen. Het effect wordt hiervoor herschaald tot een schaal van 0 tot 1. Dezelfde methodologie is gebruikt bij de kostenbeoordeling van de verschillende maatregelen

Door de twee indexen op elkaar te delen, wordt de kosteneffectiviteit van de maatregelen bepaald, waarbij de maatregel met het hoogste getal de hoogste kosteneffectiviteit heeft.

7.2.2 Resultaten KEA

Tabel 7.1 Inschatting kosteneffectiviteit mitigerende maatregelen voor het waterlichaam 'Antwerpse havendokken en Schelde-Rijnverbinding'. (rangorde kosten gebaseerd op inschatting experts en Gemeentelijke Havenbedrijf Antwerpen).

	Inschatting Kosten			Effectiviteit						KEA berekening		
	Investeringskost	beheerkost	Totaal kosten	macro-invertebraten	vissn	fytoplankton	fytobenthos	macrofyten	Totaal effectiviteit	Eff. Index	Kost index	KEA index
Maatregelenpakket GEP												
<i>Morfologische condities</i>												
Aanbrengen verbeterd hard substraat	7	0	7	4	2	0	1	0	7	0.07	0.07	1.05
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	5	4	9	6	9	6	3	3	27	0.09	0.29	3.16
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	6	5	11	0	2	2	2	2	8	0.11	0.09	0.77
Aanleg achterplas	7	5	12	2	6	0	2	2	10	0.12	0.11	0.88
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>												
Vermijden van resuspensie sediment	6	5	11	1	4	0	0	3	8	0.11	0.09	0.77
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm</i>												
Vispassage aanleggen*	7	3	10	0	5	0	0	0	5	0.10	0.05	0.53
Aanleg paaiplassen	7	5	12	2	6	0	2	2	9	0.12	0.10	0.79
Creëren rustzones voor vissen in kaaimuren	7	3	10	2	4	0	0	0	6	0.10	0.06	0.63
Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen	2	2	4	0	4	0	0	0	4	0.04	0.04	1.05
Handhaving visserij	0	2	2	0	4	0	0	0	4	0.02	0.04	2.11
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	0	1	1	4	1	0	0	0	4	0.01	0.04	4.21
Bestrijding invasieve soorten	3	7	10	2	0	0	0	0	2	0.10	0.02	0.21

Bijgevolg is de rangschikking van de maatregelen als volgt (meest kosteneffectieve maatregel bovenaan).

Maatregel	KEA
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	4.21
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	3.16
Handhaving visserij	2.11
Aanbrengen verbeterd hard substraat	1.05
Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen	1.05
Aanleg achterplas	0.88
Aanleg paaiplassen	0.79
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	0.77
Vermijden van resuspensie sediment	0.77
Creëren rustzones voor vissen in kaaimuren	0.63
Vispassage aanleggen*	0.53
Bestrijding invasieve soorten	0.21

Vanuit de KEA kan een prioriteit afgeleid worden om de maatregelen uit te voeren. Maatregelen die een hoge effectiviteit hebben in vergelijking met hun kost worden hierbij eerst uitgevoerd, maatregelen met een lage effectiviteit in vergelijking met hun kost worden later uitgevoerd. Op deze wijze kan de ecologische kwaliteit zo (kosten)efficiënt mogelijk verhoogd worden.

De uiteindelijke keuze voor de volgorde waarin de GEP maatregelen uitgevoerd worden kan daarnaast ook afhangen van andere factoren zoals reeds lopend beleid of politieke prioriteiten (zie verder in 7.3).

Indien uit de KEA blijkt dat de kost van een bepaalde maatregel onredelijk (disproportioneel) hoog is in vergelijking met de effecten op de maatlatten, kan een afwijking aangevraagd worden, conform de bepalingen van artikel 4 van de KRW (zie ook stroomgebiedbeheerplan Schelde hoofdstuk 4.2).

Voor de eerste planningscyclus (2009-2015) betekent dit een termijnsverlenging: het bereiken van de doelstellingen wordt uitgesteld tot een later tijdstip (2021 ipv 2015). Dit is de beleidskeuze die Vlaanderen algemeen maakt in het eerste stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde. Dit laat toe het maatregelenprogramma voor de Schelde meer gefaseerd in de tijd uit te voeren.

Voor de tweede planningscyclus (2015-2021) kan het zijn dat voor bepaalde onderdelen van het stroomgebiedbeheerplan en maatregelenpakket een verlaging van de doelstellingen bepleit wordt. Dit kan pas echter in een volgende planningscyclus aangezien men over voldoende gegevens moet beschikken over de effectiviteit en kosten van een bepaalde maatregel om dit te kunnen onderbouwen.

De boodschap voor de eerste planningscyclus is dus bijkomende monitoring van de effectiviteit van maatregelen en bijkomende informatie verzamelen over de investeringskosten, onderhoudskosten en eventuele indirecte kosten van een bepaalde maatregel ten behoeve van de tweede generatie stroomgebiedbeheerplannen en maatregelenprogramma's.

7.3 Overweging van de uit te voeren maatregelen

7.3.1 Inleiding

Algemeen gesteld vraagt de KRW dat de keuze en afweging van maatregelen op basis van kosteneffectiviteit zou worden verantwoord. Eenmaal de kosteneffectiviteit van de verschillende voorgestelde maatregelen in kaart gebracht is er een volgende stap waar andere factoren zoals reeds lopend beleid of politieke prioriteiten (cf. beleidskeuzes) kunnen meespelen in de uiteindelijke keuze van maatregelen voor de eerste planningscyclus 2009-2015. De KEA is met andere woorden enkel een *hulpmiddel* aanbevolen door de KRW om de beleidsmaker beter in staat te stellen doordachte en gemotiveerde beslissingen te nemen.

Alhoewel het GEP maatregelenpakket voor het waterlichaam VL05_187 (gezien het gaat om waterlichaamspecifieke maatregelen) niet expliciet deel uitmaakt van het stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde en de erbij horende maatregelenpakket is dezelfde werkwijze gehanteerd om aan te geven welke maatregelen weerhouden worden voor de eerste planningscyclus 2009-2015. Aangezien de meeste maatregelen betrekking hebben op de structuurkwaliteit van het waterlichaam en uitgevoerd zullen worden door de waterbeheerder, zijnde het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen, geeft dit deel vooral aan welke beleidskeuzes de waterbeheerder maakt.

7.3.2 Aandachtspunten buiten het GEP maatregelenpakket

Alvorens te bespreken welke GEP maatregelen prioritair zullen worden uitgevoerd en omwille van welke redenen, willen we eerst wat elementen in de rand beschrijven die meespelen in de uiteindelijke (beleids)keuzes van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen.

Fysico-chemie

Bij de bepaling van de doelstellingen voor het MEP en GEP werd conform de KRW vertrokken van de *aanname* dat de *fysico-chemische kwaliteit* goed was¹⁶. Uit de beschrijving van de water(kolom)kwaliteit in hoofdstuk 2 deel 2.3 van dit rapport weet men dat de algemene waterkwaliteit in de Antwerpse havendokken redelijk goed is. Uit dezelfde beschrijving weet men ook dat de onderwaterbodemkwaliteit te wensen over laat. Deze slechte waterbodemkwaliteit is een blijvend aandachtspunt voor het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen.

Aangezien de fysico-chemische toestand van het waterlichaam een *randvoorwaarde* is voor de biologische kwaliteitselementen zijn maatregelen om deze waterbodemkwaliteit te verbeteren steeds prioritair ten opzichte van de 'eigenlijke' GEP maatregelen zoals deze ter bevordering van de structuurkwaliteit. Concreet bedoelt men hiermee dat het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen eerst aandacht wil zien gaan naar preventieve maatregelen ten aanzien van baggeren en de onderwaterbodemkwaliteit. Daarbij denkt men enerzijds aan het vermijden dat er sediment in de havendokken terechtkomt door sediment zo veel mogelijk aan de bron op te vangen en anderzijds aan het vermijden dat verontreinigingen in het water terechtkomen en zo de waterbodem blijvend verontreinigen (cf. duurzaam baggeren). Het opvangen van sediment aan de bron kan bijvoorbeeld via sedimentvangen bovenstrooms (cf. buiten het havengebied) of door te vermijden dat bij op- en overslag materie in de dokken terechtkomt. Het vermijden dat verontreinigingen in het water terecht komen kan bijvoorbeeld door de 'kranen dicht te draaien', dit wil zeggen punt en diffuse verontreinigingen aan te pakken zodat deze op termijn afnemen.

Algemeen wil het GHA zich daarom engageren om te helpen beter in beeld te brengen welke directe en diffuse lozingen in het havengebied plaatsvinden om zo bij te dragen aan de verbetering van de lokale fysico-chemische toestand van het waterlichaam en de waterbodem. Dit zal gebeuren in samenwerking met de bevoegde instantie VMM en in overleg met de private havengemeenschap. Prioriteit zal daarbij gaan naar pollutanten die de onderwaterbodem verontreinigen en bronnen van prioritair gevaarlijke stoffen (cf. dochterrichtlijn KRW).

Bovenstaande belet niet dat in het GEP maatregelenpakket de maatregel 'Vermijden van resuspensie sediment' is opgenomen. We zien deze mitigerende maatregel als een middel om, in afwachting dat de waterbodemkwaliteit verbetert, alvast ervoor te zorgen dat de impact van de waterbodem op de waterkolom en de aquatische ecologie zo veel als technisch en kosteneffectief mogelijk beperkt wordt.

Het GHA kan enkel die zaken beïnvloeden die zich afspelen binnen het havengebied. Als verontreinigingen binnenkomen via het instromend water ligt dit buiten de invloedssfeer van het GHA. Dit geldt in het bijzonder voor het nutriëntgehalte (maar ook voor bvb sedimentvangen bovenstrooms, zie supra). In de huidige toestand wijkt de waterkwaliteit in de havendokken nog af van het GEP voor totaal fosfaat en vooral voor

¹⁶ De KRW vraagt de lidstaten, naast het bereiken van een goede ecologische toestand van de Europese oppervlaktewaterlichaam, een goede chemische toestand te bereiken tegen 2015.

totaal stikstof. Voor het grootste deel is dit hoge nutriëntgehalte te wijten aan de aanvoer vanuit *bovenstroomse gebieden*. Algemeen voor Vlaanderen voorspelt het Pegase model dat het nutriëntgehalte niet in afdoende mate kan verminderd worden tegen 2015. De aanvoer van nutriënten vanuit de bovenstroomse gebieden zal dan ook niet voldoende afnemen om een goede waterkwaliteit in de havendokken te kunnen verzekeren. Dit is een aandachtspunt voor de wijze waarop de havendokken zullen scoren.

Effecten van koelwatergebruik

De effecten van koelwatergebruik zijn een ander aandachtspunt. Deze zijn tweërlei: enerzijds de mechanische impact van de onttrekking van dokwater op de aquatische ecologie, anderzijds de impact van de thermische lozing. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat het effect van koelwatergebruik op een kunstmatig waterlichaam als de havendokken minder relevant is dan op een natuurlijk watersysteem zoals de Schelde omwille van de functies die de Schelde uitoefent (cf. kraamkamerfunctie voor vissen). Daarom is het relatief gezien belangrijker, en dus meer prioritair, om de impact van onttrekking van koelwater op de Schelde te milderen dan de impact van onttrekkingen in de havendokken. Sommige bedrijven in de Antwerpse haven onttrekken koelwater vanuit de Schelde.

Wat betreft de maximum temperatuur voldoen de havendokken momenteel aan de norm voor het GEP. Over het maximale temperatuursverschil van thermische lozingen is echter geen informatie beschikbaar. Het is geweten dat de lozing van water met hoge temperatuur negatieve effecten kan uitoefenen op het ecosysteem (TNO, 2003). Enerzijds zijn er verschillen tussen soorten wat betreft hun gevoeligheid voor hoge temperaturen. Opvallend hierbij is dat de snoekbaars en de Zuiderzeekrab beiden abundant worden aangetroffen in het havengebied én worden aangegeven als de minst gevoelige soorten voor hoge temperaturen in het rapport van het Noordzeekanaal (TNO, 2003) (zie paragrafen 2.4.1 en 2.4.2). Of dit een gevolg is van hoge temperaturen of van andere factoren kan niet uitgemaakt worden maar indien in de toekomst thermische lozingen belangrijker zouden worden, zou dit de dominantie van deze soorten nog kunnen bevorderen en aldus een invloed hebben op het EKR. Gezien een afname van de dominantie van deze soorten noodzakelijk is om de doelstellingen voor macro-invertebraten en vissen te halen, is dit dan ook een *aandachtspunt*.

Verder kunnen thermische lozingen ook de trek van diadrome vissen verstoren gezien deze zich (deels) laten leiden door de temperatuur van de lokstroom (TNO, 2003). Het is dan ook belangrijk thermische lozingen nabij sluizen of andere toegangswegen voor vissen trachten te vermijden.

Voortrekkersrol

Verder kan algemeen gesteld worden dat het Havenbedrijf, vanuit zijn rol als waterbeheerder, een voortrekkersrol zal trachten te vervullen op het vlak van de water- en waterbodemkwaliteit¹⁷. Ten minste wordt gestreefd naar het niet achteruitgaan van de huidige toestand. Dit geldt zowel voor de waterkwaliteit als voor de waterbodemkwaliteit en de algemene structuurkwaliteit van de havendokken.

Zo zal men trachten de verbetering van de structuurkwaliteit te incorporeren in andere infrastructuurprojecten met dien verstande dat ze de draagkracht van het budget van het GHA niet overschrijden. Zo kan een maatregel voor het verbeteren van de structuurkwaliteit best geïntegreerd worden in een reeds gepland infrastructuurproject van bijvoorbeeld de renovatie van een stuk kaaimuur, aanleg van een steiger, etc.

¹⁷ Zie ook milieuvisie van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen.

omdat zo de kosten beperkter zullen zijn dan wanneer de maatregel op zich staand zou worden uitgevoerd. Ten tweede zal een GEP maatregel zo maar een beperkte (bvb maximaal 5%) meerkost met zich meebrengen.

7.3.3 Het prioriteren van de GEP maatregelen

Voor het prioriteren van maatregelen heeft Vlaanderen, conform de bepalingen van de KRW, naast de resultaten van de KEA beleidsoverwegingen laten meespelen. Dit heeft er voor Vlaanderen toe geleid dat in het eerste stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde en bijhorende maatregelenpakket een afwijking conform artikel 4(4)a) van de KRW wordt gevraagd namelijk termijnverlenging (men kiest voor het scenario goede toestand gefaseerd). De volgende drie elementen spelen voor de verantwoording hiervan mee: natuurlijke gesteldheid, technische onhaalbaarheid en disproportionaliteit (zie hoofdstuk 4.2 van het stroomgebiedbeheerplan).

Voor het GEP maatregelenpakket dat we hier bekijken zullen enkel technische onhaalbaarheid en disproportionaliteit een rol spelen.

Met technisch onhaalbaarheid bedoelt men dat voor bepaalde maatregelen het technisch niet mogelijk is ze volledig te implementeren in de eerste planningscyclus. Dit kan bijvoorbeeld zijn omdat de maatregel technisch nog niet op punt is.

Met disproportionaliteit bedoelt men dat het implementeren van deze maatregel binnen de eerste planningscyclus zou leiden tot onevenredige hoge kosten gezien de milieuwinst die ermee gepaard gaat. Dit wordt nader opgesplitst in betaalbaarheid en verhouding kosten/baten.

Technische onhaalbaarheid

Enkele van de voorgestelde GEP maatregelen kunnen om praktische redenen niet op grote schaal uitgevoerd worden tegen 2015. Het aanbrengen van verbeterd hard substraat zou bijvoorbeeld het vervangen van alle 116km aan kaaimuren vergen. Dit is nooit haalbaar tegen 2015¹⁸. Ook het aanbrengen van groeizones voor macrofyten is niet uitvoerbaar op grote schaal tegen 2015. De wijze waarop deze maatregel best kan uitgevoerd worden zal immers eerst moeten onderzocht worden in een proefproject. Dit geldt ook voor de maatregelen 'inrichten van oeverhoekjes' en 'creëren rustzones voor vissen in kaaimuren'.

Disproportionaliteit

Het op korte tijd vervangen van alle kaaimuren zou niet alleen technisch onhaalbaar zijn maar zou ook een enorme kost met zich meebrengen die niet in evenwicht is met de voordelen die het uitvoeren van deze maatregel met zich mee zou brengen. De havendokken zijn immers een kunstmatig waterlichaam met als hoofdfunctie scheepvaart en havenontwikkeling en -exploitatie. Het uitvoeren van deze maatregel moet dan ook zeker gefaseerd in de tijd gebeuren om de kosten redelijk te houden.

Besluit

De maatregelen 'aanbrengen van verbeterd hard substraat' en 'aanbrengen groeizones macrofyten' kunnen niet binnen de vooropgestelde termijn uitgevoerd worden. Dit wil echter niet zeggen dat nu geen stappen ondernomen kunnen worden.

Voor de maatregel 'aanbrengen van verbeterd hard substraat' kan de kost echter sterk teruggedrongen worden indien kaaimuren die sowieso vervangen dienen te worden

¹⁸ Gemiddeld wordt 1,5 km kaaimuur op jaarbasis gerenoveerd (mondelinge mededeling GHA).

structureel voorzien worden van een ruwer oppervlak. Op deze manier zal het aandeel structuurarm substraat continu afgebouwd worden zonder dat dit grote kosten met zich meebrengt. Het gevolg hiervan is wel dat de doelstellingen slechts op lange termijn haalbaar zullen zijn. Dit geldt niet enkel voor de doelstellingen voor de hydromorfologie, maar ook voor de doelstellingen voor de biologische kwaliteitselementen die hiervan afhankelijk zijn. Concreet zouden de doelstellingen voor macro-invertebraten, vissen en fyto-benthos mogelijk niet kunnen gehaald worden in 2015. De technische haalbaarheid van deze maatregel dient ook nog verder in beeld te worden gebracht alvorens men hier verder uitspraken over kan doen.

Voor de maatregel 'aanbrengen groeizones macrofyten' zal eerst een proefproject opgezet moeten worden om de haalbaarheid van, en de concrete werkwijze voor deze maatregel te onderzoeken. Gezien dit proefproject slechts een geringe oppervlakte zal beslaan, en de uitwerking en analyse van de resultaten al enige tijd in beslag zullen nemen, zullen de doelstellingen voor hydromorfologie niet gehaald worden tegen 2015. Ook de doelstellingen voor de biologische kwaliteitselementen zijn sterk afhankelijk van deze maatregel. De doelstellingen van het GEP zullen dan ook vermoedelijk niet haalbaar zijn indien enkel een proefproject opgestart kan worden.

De maatregelen 'handhaving visserij' (ANB) en 'vispassage aanleggen' (VMM-AOW) worden niet door het havenbedrijf zelf uitgevoerd. Het havenbedrijf kan hiervoor wel de nodige aandacht vragen bij de bevoegde instanties. Hoewel het aanleggen van een vispassage redelijk laag scoort omwille van de kostprijs is het wel een structureel belangrijke maatregel waarvoor de bevoegde instantie VMM-AOW reeds engagement heeft getoond (in hun beleid reeds prioritair geacht).

Voor de maatregel 'vermijden inzuig vis bij onttrekkingen' kan aandacht worden gevraagd enerzijds door de vergunningverleners in het kader van de milieuvergunning anderzijds door het havenbedrijf in het kader van de captatievergunningen. De instantie die er mee gelast zal worden (uitvoering) is uiteindelijk de bedrijven. Gezien de redelijke goede score van deze maatregel voor kosteneffectiviteit zal het havenbedrijf ernaar streven deze maatregel toe te passen in het kader van haar eigen captatievergunningen en als aandachtspunt meegeven aan de vergunningverleners en de bedrijven. Hoe dat het concreet aangepakt dient te worden is wel steeds afhankelijk van het concrete dossier. Het belang/meerwaarde ervan is ook afhankelijk van waar men het water gaat onttrekken (op de Schelde is de impact, gezien de functies van dit waterlichaam, vele malen relevanter dan voor de havendokken).

Hoewel de maatregel 'Vermijden van resuspensie sediment' niet heel goed scoort wat betreft kosteneffectiviteit, is het, zoals eerder gezegd, een interessante milderende maatregel ten opzichte van de verontreinigde toestand van de waterbodem in afwachting dat deze verbetert. Dit zal nader onderzocht worden. Meerbepaald gaan we onderzoeken of bepaalde baggertechnieken zorgen voor minder vrijzetting van zwevende stof en of deze 'betere' technieken op een kosteneffectieve manier in de haven kunnen ingezet worden, bijvoorbeeld wanneer (een deel van) de baggervloot hernieuwd wordt.

'Verhogen alterheid voor invasieve soorten' moet gezien worden in de internationale context die IMO biedt (International Maritime Organization). Er wordt nader onderzocht hoe dit binnen het Antwerps zeehavengebied kan geïmplementeerd worden. 'Bestrijding invasieve soorten' wordt algemeen beschouwd als zeer duur en dus niet kosteneffectief. Daarom dat meer aandacht dient te gaan aan preventieve maatregelen om te vermijden dat exoten zich zouden vestigen.

'Aanleg achterplas' en 'aanleg paaiplaatsen' zijn interessante maatregelen maar gezien het steeds intensiever gebruik van de ruimte in het Antwerps havengebied zijn de mogelijkheden hiervoor zeer beperkt. Waar mogelijk worden ze wel voorzien zoals eerder reeds gebeurde.

7.3.4 Aanpassing GEP

Voor de eerste planningcyclus 2009-2015 wordt er conform de Vlaamse beleidskeuzes (zie stroomgebiedbeheerplan Schelde hoofdstuk 4.2) geen aangepaste GEP bepleit (cf. minder strenge milieudoelstelling) aangezien de informatie en kennis om dit te verantwoorden momenteel ontbreekt, alsook de informatie om het niveau te kunnen bepalen waarop die minder strenge milieudoelstelling zich dan zou moeten situeren.

Gezien hetgeen beschreven staat onder 7.3.3. is het echter nu reeds waarschijnlijk dat meer tijd nodig zal zijn (cf. termijnsverlenging) om het GEP te halen gezien het feit dat voor bepaalde maatregelen de concrete technische haalbaarheid nog moet blijken en gezien het feit dat bij voorkeur maatregelen ter verbetering van de structuurkwaliteit worden gekoppeld aan geplande infrastructuurprojecten voor kosteneffectieve redenen. Hiervoor verwijzen we naar hoofdstuk 4.2 van het stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde.

Wat dus zeker moet gebeuren de komende jaren is nagaan hoe effectief de voorgestelde maatregelen blijken te zijn zodat op termijn een nieuw verbeterd GEP bepaald kan worden dat een realistische doelstelling is voor het waterlichaam en rekening houdt met technische haalbaarheid en kosteneffectiviteit. Momenteel is het hiervoor echter nog te vroeg. Een bijstelling van het GEP zal dan ook pas kunnen gebeuren wanneer meer meetgegevens en kennis beschikbaar zijn.

8 BEPALEN EKR

8.1 Inleiding

De EKR of ecologische kwaliteitsratio druk uit hoe ver de huidige toestand van de doestellingen (MEP) verwijderd is. De EKR wordt berekend door de score van de huidige toestand te delen door deze van het MEP. Wanneer het GEP en MEP gelijk zijn, kan deze methode niet toegepast worden en wordt de de EKR berekend door de huidige waarde te herschalen naar de maatlat MEP op eenzelfde manier als voor het bepalen van de klassegrenzen.

Vanuit de berekende EKR kan vervolgens bepaald worden of het waterlichaam momenteel een goede, matige, ontoereikende of slechte waterkwaliteit heeft.

8.2 Bepaling EKR

Maatlat	Huidige score	MEP	EKR	waterkwaliteit
Macro-invertebraten	0,08	0,33	0,15	slecht
Vissen	3,1	3,3	0,56	matig
Fytobenthos	0,65	0,65	1	zeer goed
Fytoplankton				matig
chlorofyl gehalte	63,9	60	0,57	
% cyanobacteriën	9,9	9,9	1	
Totale beoordeling				slecht

8.3 Eindbeoordeling waterlichaam

De totale beoordeling van het waterlichaam is 'slecht'. Dit is een gevolg van het one-out-all-out principe waarbij de slechtste beoordeling van de afzonderlijke maatlaten als totale beoordeling genomen wordt. Enkel voor macro-invertebraten krijgen de havendokken een slechte beoordeling. Voor de andere maatlaten is de beoordeling matig tot zeer goed. Indien de voorgestelde maatregelen de toestand van de macro-invertebraten gemeenschap kunnen verbeteren, zal de EKR dan ook snel moeten kunnen stijgen.

LIJST VAN DE GEBRUIKTE AFKORTINGEN

ANB: Agentschap voor Natuur en Bos

BKE: Biologische Kwaliteitselementen

CIW: Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid

CPUE: Catch Per Unit Effort

EKR: Ecologische Kwaliteitsratio

GEP: Goed Ecologisch Potentieel

GET: Goede Ecologische Toestand

GHA: Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen

HK: Haskoning

IBI: Index of Biotic Integrity

INBO: Instituut voor Natuur- en Bos Onderzoek

ITC: Index of Trophic Completeness

KRW: Kaderrichtlijn Water

KULeuven: Katholieke Universiteit Leuven

LO: linkeroever Schelde

MEP: Maximaal Ecologisch Potentieel

MMIF: Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders

RO: rechteroever Schelde

SWD: Shannon-Wiener Diversiteitsindex

VMM: Vlaamse Milieumaatschappij

UGent: Universiteit Gent

Arcadis, 2003. Inventarisatie biologische en Hydromorfologische maatregelen voor de Kaderrichtlijn Water. In opdracht van RIZA/RIKZ.

Bakken, T. en R. S. Wilson, 2005. Phylogeny of nereidids (Polychaeta, Nereididae) with paragnaths. *Zoologica Scripta*, 34(5): 507-547

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 waterbodies. *Hydrobiologia* 434(1-3): 17-33.

Beguer, M., Girardin, M. en P. Boët, 2007. First record of the invasive oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 in France (Gironde Estuary). *Aquatic Invasions*, 2 (2) : 132-136

bij de Vaate, A. en T. Pavluk, 2004. Practicability of the Index of Trophic Completeness for running waters. *Hydrobiologia*, 519: 49-60

Breine, J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. en C. Belpair, 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575: 141-159

Breine, J., Maes, J., Stevens, M., Simoens, I., Elliott, M., Hemingway, K. en E. Van den Bergh, 2008. Habitat needs to realise conservation goals for fish in estuaries: case study of the tidal Schelde. INBO.R.2008.3

Brys, R., Ysebaert, T., Escaravage, V., Van Damme, S., Van Braeckel, A., Vandevoorde, B. en E. Van den Bergh, 2005. Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW- ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7

Cowdown, J. & H. Dangerfield, 2007. WFD Trialling Mitigation Measures. Uit: www.wfduk.org

Cunha, M.R., Sorbe, J.C. en M.H. Moreira, 1999. Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). *Marine Ecology Progress Series*, 190: 69-87

Darwin, C., 1854. A monograph on the subclass Cirripedia, with figures of all species. The Ray Society, London

De Pauw, 1975. Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-Estuarium. Doctoraatsthesis UGent.

De Pauw, N., Roels, D. en P. Fontoura, 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia*, 133:237-258

De Pauw, N., Lambert, V., Van Kenhove, A. en A. Bij de Vaate, 1993. Performance of two artificial substrate samplers for macroinvertebrates in biological monitoring of large and deep rivers and canals in Belgium and The Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 30: 25-47.

Dick, J.T.A. en J. Platvoet, 2000. Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267 (1447): 977-983

Dillen, A., Samsoen, L. en L. Vanden Abeele, 2006. Nota vis in de Waaslandhaven. ANB en provinciale visserijcommissie Oost-Vlaanderen.

Drake, J.M. en D.M. Lodge, 2003. Global hot spots of biological invasions: evaluating options for ballast-water management. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271 (1539): 575-580

Eertman, R.H.M., 2000. Ecologisch herstel Rijn-Maas-monding. Mogelijkheden voor natuurontwikkeling op tien locaties in het Rotterdams havengebied. Rapport RIKZ/2000.025, augustus 2000.

Gabriels, W., 2007. Multimetric assessment of freshwater macroinvertebrate communities in Flanders, Belgium. Doctoraatsthesis, Faculteit Bioingenieurswetenschappen, UGent.

Goemans, G., Belpaire, C., Raemaekers, M. en M. Guns, 2003. Het Vlaamse palingpolluentenmeetnet, 1994-2001: gehalten aan polychloorbifenylen, organochloorpesticiden en zware metalen in paling. IBW.Wb.V.R.2003.99

Goethals, P.L.M., Breine, J., Simoens, I. & Belpaire, C. (2006). Ontwikkelen van een index voor het biologisch kwaliteitselement vis voor de Kaderrichtlijn Water - Uittesten van de Europese ontwerphandleiding 'REFCOND' voor het kwaliteitselement vis in Vlaanderen. Eindverslag. Project nr. VMM.AMO.KRW.ECO1.2002. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. 79 p.

Hartholt, J.G. en Z. Jager, 2004. Effecten van koelwater op het zoute aquatisch milieu. Rapport RIKZ/2004.043

Haskoning, 2007. Voorstellen voor KRW-maatregelen en -doelen voor de zoute rijkswateren in Zuid-Nederland – Nieuwe waterweg, Caland-, Hartel- en Beerkanaal. Rijkswaterstaat/ RIZA

Heyman, J. en L. Smout, 2007. *Vlaem II*, band 2 Bijlagen. Kluwer, Mechelen.

Jochems, H., Schneiders, A., Denys, L. en E. Van den Bergh, 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen – Eindrapport. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.27

Kerkum, L.C.M., bij de Vaate, A., Bijstra, D., de Jong, S.P. en H.A. Jenner, 2003. Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. RIZA rapport 2004.033

Kikkert, A., 2008. De ecologie van het Noordzeekanaal. Tussen duin en dijk, 7(3): 8-12

Maes, J. en F. Ollevier, 1996. Eenmalige bemonstering van het visbestand in de dokken van het Antwerpse Havengebied. Studieopdracht in opdracht van het havenbedrijf.

Mamlook, R., Badran, O., Abu-Khader, M.M., Holdo, A. en J. Dales, 2007. Fuzzy set analysis for ballast water treatment systems: best available control technology. *Clean Technologies and Environmental Policy*

Marques J.C., Martins I., Teles-Ferreira C. en S. Cruz (1994) Population Dynamics, Life History, and Production of *Cyathura carinata* (Krøyer) (Isopoda: Anthuridae) in the Mondego Estuary, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, 14(2):258–272

McHugh, D. en P.P. Fong, 2002. Do life history traits account for diversity of polychaete annelids? *Invertebrate Biology*, 121(4): 325-338

Muylaert, K., Van Wichelen, J., Sabbe, K. en W. Vyverman, 2001. Effects of freshets on phytoplankton dynamics in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). *Archiv für Hydrobiologie*, 150 (2): 269-288

Paerl, HW, Fulton RS, Moisander PH and J. Dyble, 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *Scientific World Journal*: 4(1):76-113

Pavluk, T.I., bij de Vaate, A. en H.A. Leslie, 2000. Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia*, 427: 135-141

Peeters, B., Maes, J. en F. Ollevier, 1999. Opvolging van het visbestand van de Antwerpse dokken. Studieopdracht in opdracht van het havenbedrijf.

Portielje, R., Schipper, C. & Schoor, M., 2005. De invloed van hydromorfologische stuurvariabelen op ecologische KRW doelen vis, macrofauna, waterflora en fytoplankton. Infobladen oorzaak-gevolgrelaties voor MEP/GEP. RIZA werkdocument RIZA/2005.098X. Concept 5, 1 september 2005.

Projectgroep Implementatie Handreiking, 2005. Handreiking MEP/GEP. RIZA rapport 2006.002, STOWA-rapport 2006-02

Pynaert, K. en L. Speleers, 2005. Development of an integrated approach for the removal of tributyltin (TBT) from waterways and harbors: Prevention, treatment and reuse of TBT contaminated sediments. Task 3545 of the TBTclean Life project. LIFE02 ENV/B/000341

Redfield, A.C., Ketchum, B.H. en F.A. Richards, 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill, N.M. (ed.): *The Sea*. Wiley Interscience, New York

RIZA, 2003. Duurzame jachthaven – conceptuitwerking en mogelijke bouwstenen. RIZA werkdocument 2003.179x deelB

Roche, D.G. en M.E. Torchin, 2007. Established population of the North American Harris mud crab, *Rhithropanopeus harrisi* (Gould 1841) (Crustacea: Brachyura: Xanthidae) in the Panama Canal. *Aquatic Invasions*, 2(3): 155-161

Samsoen, L., Beeckman, E., Van den Eede, C. en E. Van Walle, 2007. Visserijonderzoek in het havengebied linkeroever. Provinciale visserijcommissie Oost-Vlaanderen.

TNO, 2003. Ecosysteemeffecten koelwatergebruik Noordzeekanaal. Rapport in opdracht van Rijkswaterstaat directie Noord-Holland.

van der Molen, D.T. en R. Pot, 2007. Referenties en concept-maatlatten voor meren ten behoeve van de kaderrichtlijn water. STOWA 2004-42B, update februari 2007. STOWA

Vanormelingen P., Verleyen E., Vyverman W. (2008) The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation* 17(2): 393-405

Verdonschot, P.F.M. en M.W. van den Hoorn, 2004. Hydromorfologische kwaliteitselementen – Achtergronddocument bij de natuurlijke KRW-typen. Alterra, Wageningen

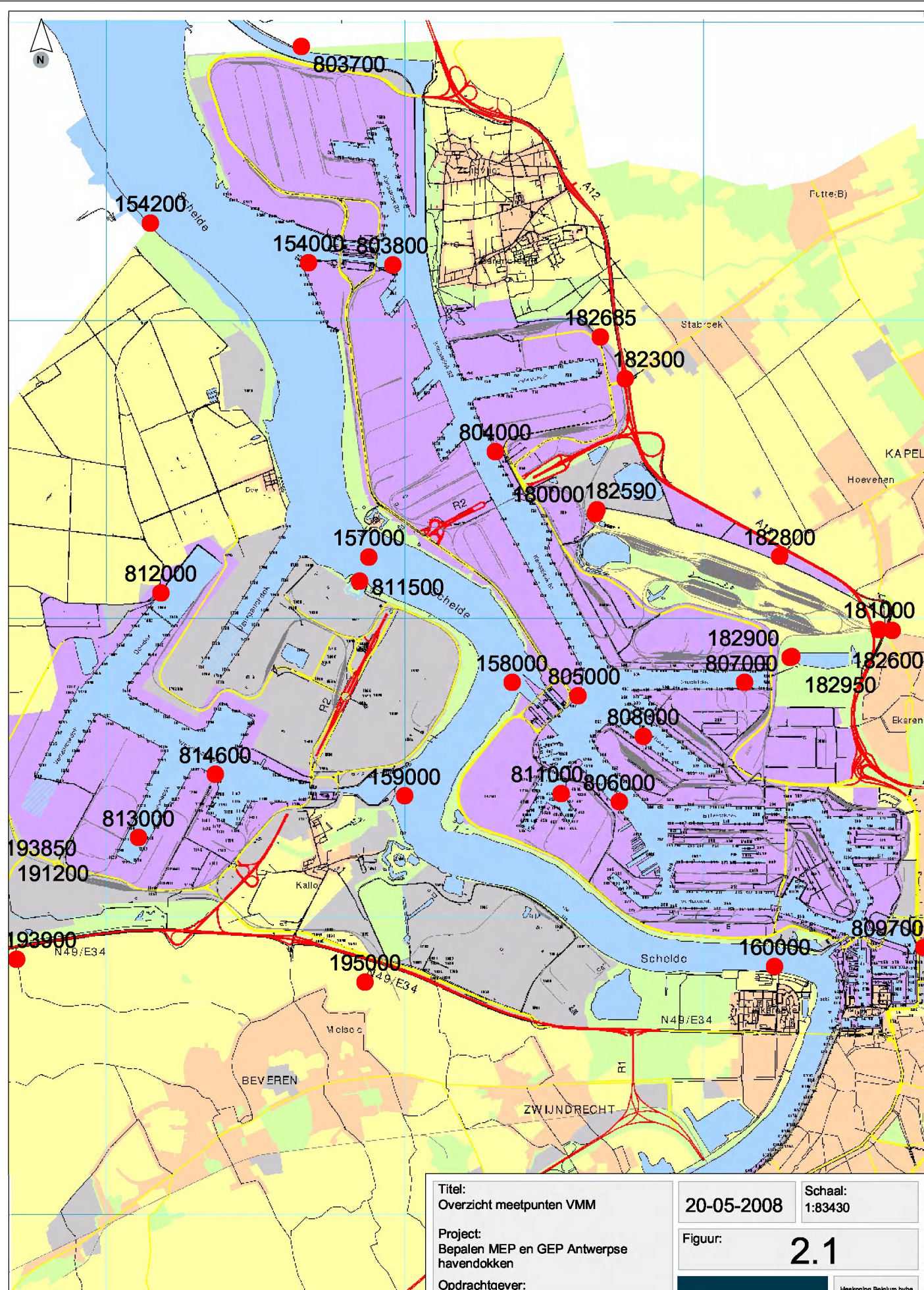
Verween, A.; Kerckhof, F., Vinckx, M. en S. Degraer, 2006. First European record of the invasive brackish water clam *Rangia cuneata* (G.B. Slowerby I, 1832) (Mollusca; Bivalvia). *Aquatic invasions* 1 (4): 198-203

Visserijbedrijf Kalkman in opdracht van ANB- visserijfonds en het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen, 2008. Rapport visstandbemonstering Haven van Antwerpen

Zoetemeyer, R.B. & B.J. Lucas, 2002. De OVB-viswatertyping deel 2: diepe wateren. *Vis en watermagazine* jaargang 2, nummer 1, maart 2002

Paalvast, P., 1998. Ecologische waardering van de oevers in het Rotterdams havengebied.

Figuren



Titel:
Overzicht meetpunten VMM

Project:
Bepalen MEP en GEP Antwerpse
havendokken

Opdrachtgever:
Gemeentelijk havenbedrijf Antwerpen

Bron:

VMM

20-05-2008

Schaal:
1:83430

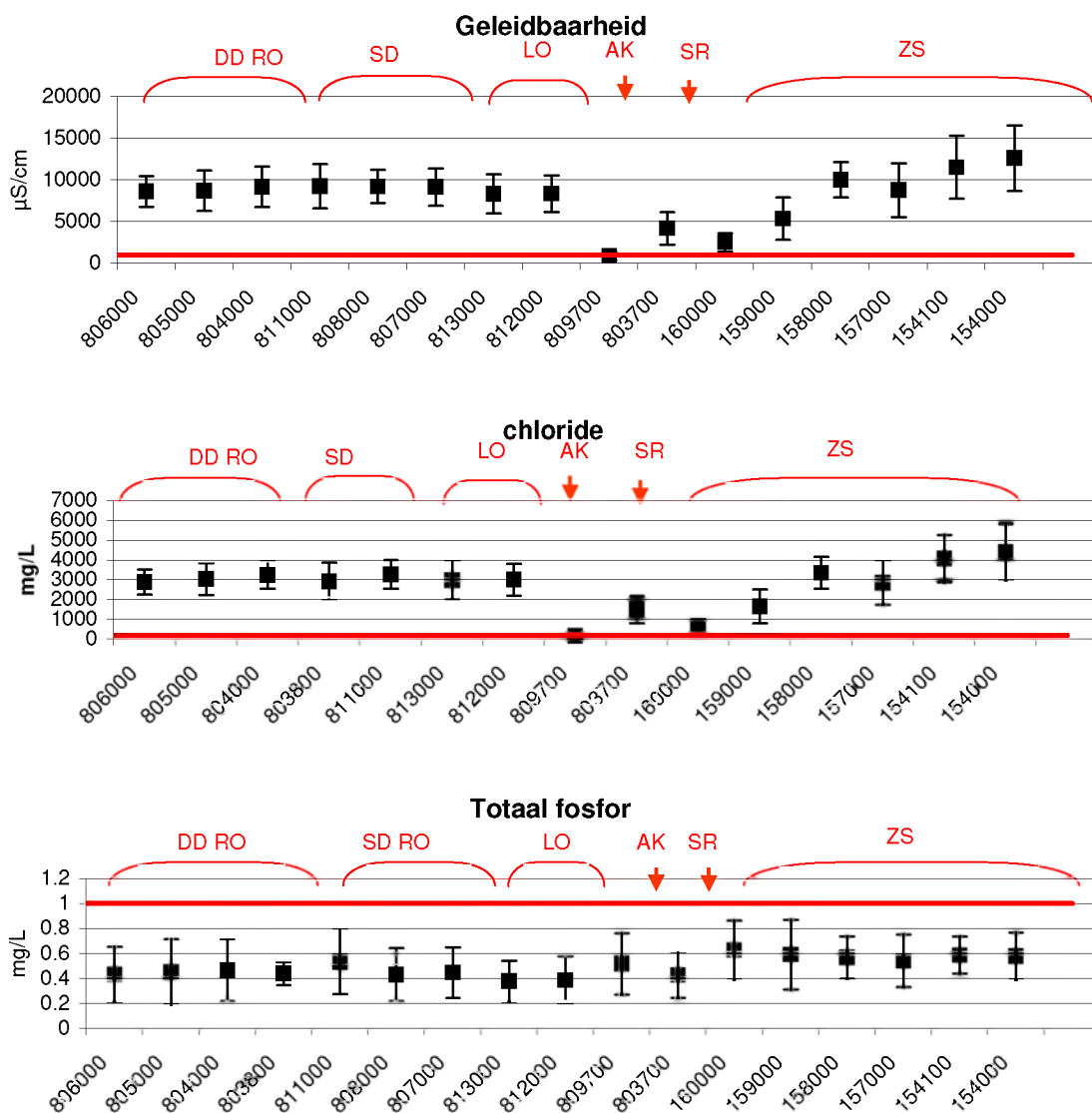
Figuur:

2.1



Haskoning Belgium bvba
Havenbedrijf Antwerpen
-2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 408666
(fax) +32 (0)15 408657
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com

0 1 2 3 4 Kilometers



Titel: Ruimtelijke variatie fysico-chemie

Project: Bepalen MEP en GEP
Antwerpse havendokken

Opdrachtgever: Gemeentelijk
havenbedrijf Antwerpen

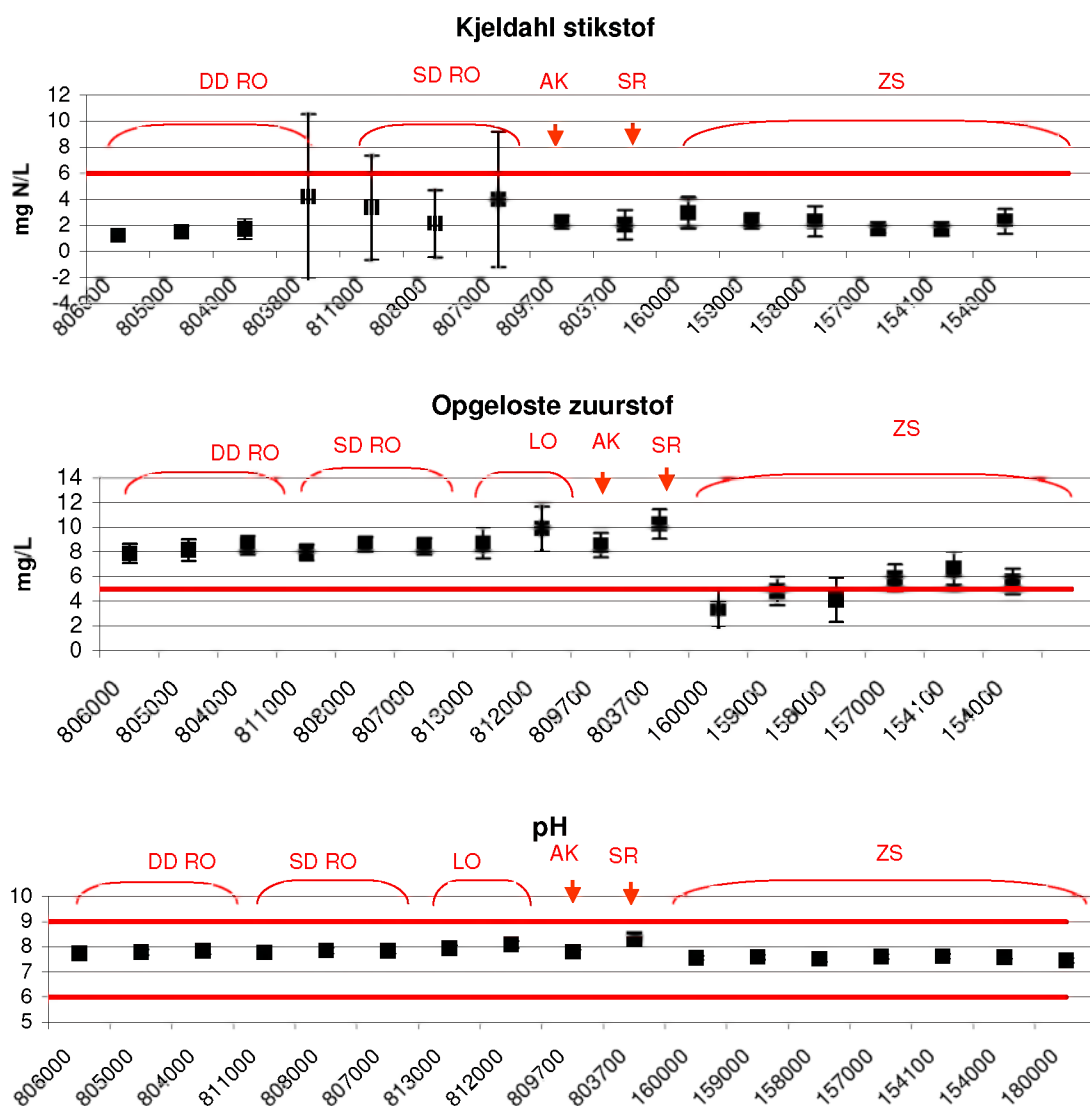
Bron: VMM

Datum: 15-05-2008

Figuur: 2.2a



Haskoning Belgium bvba
Hanswijckdries 6
2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 40666
(fax) +32 (0)15 40666
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com



DD RO Doorstroomdok rechteroever
SD RO Stilstaande dokken rechteroever
LO Linkeroever
AK Albertkanaal (monding)
SR Schelde-Rijnverbinding
ZS Zeeschelde
— Vlaamse norm

Titel: Ruimtelijke variatie fysico-chemie

Project: Bepalen MEP en GEP
Antwerpse havendokken

Opdrachtgever: Gemeentelijk
havenbedrijf Antwerpen

Bron: VMM

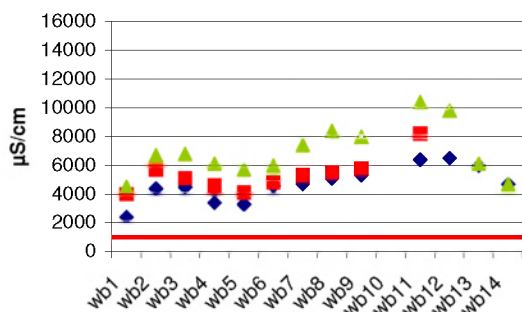
Datum: 15-05-2008

Figuur: 2.2b

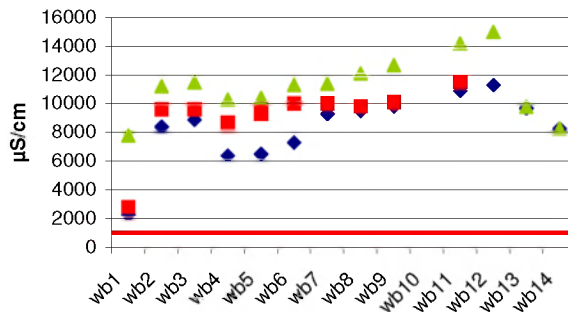


Haskoning Belgium bvba
Hanswijckdries 6
2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 406651
(fax) +32 (0)15 406652
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com

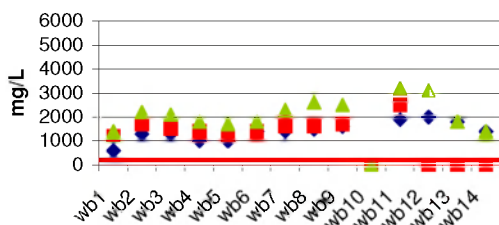
Geleidbaarheid april 2007



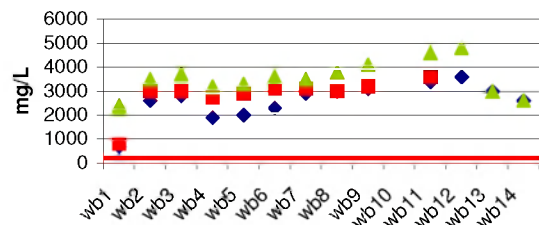
Geleidbaarheid september 2007



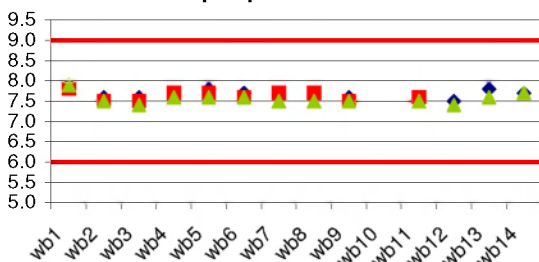
Chloride april 2007



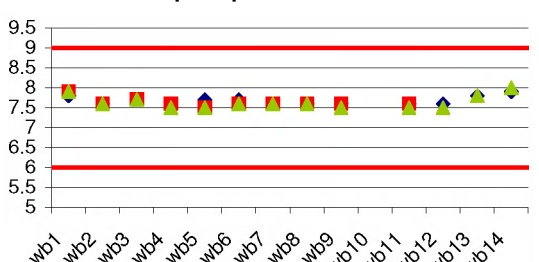
Chloride september 2007



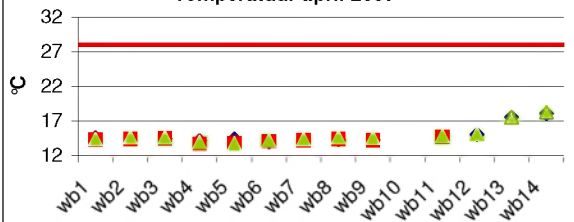
pH april 2007



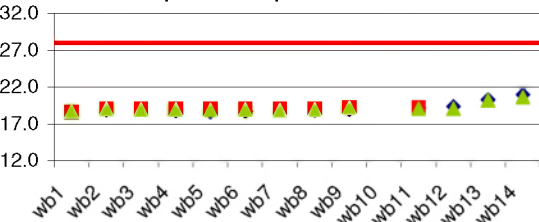
pH september 2007



Temperatuur april 2007



Temperatuur september 2007



- ◆ oppervlakte
- midden
- ▲ bodem
- Vlare norm

Titel: Geleidbaarheid, chloride, pH en temperatuur op verschillende dieptes in de dokken

Project: Bepalen MEP en GEP Antwerpse havendokken

Opdrachtgever: Gemeentelijk havenbedrijf Antwerpen

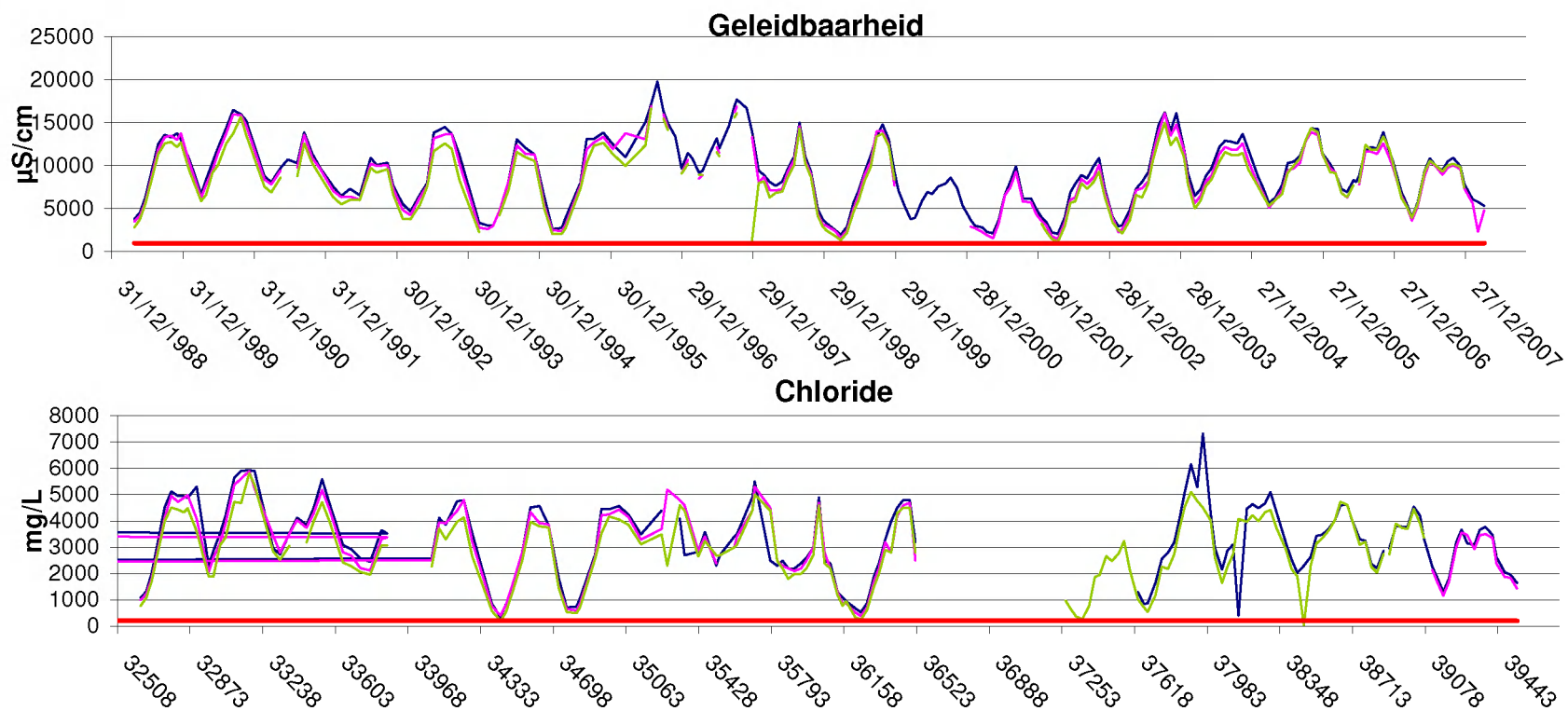
Bron: Waterbouwkundig Laboratorium

Datum: 22-05-2007

Figuur: 2.3



Haskoning Belgium bvba
Hanswijckdries 80
2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 40 56 56
(fax) +32 (0)15 40 56 57
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com



Titel:
Temporele variatie fysico-chemie,
geleidbaarheid en chloride

Project:
Bepalen MEP en GEP Antwerpse
havendokken

Opdrachtgever:
Gemeentelijk havenbedrijf
Antwerpen

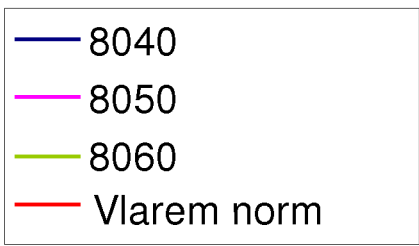
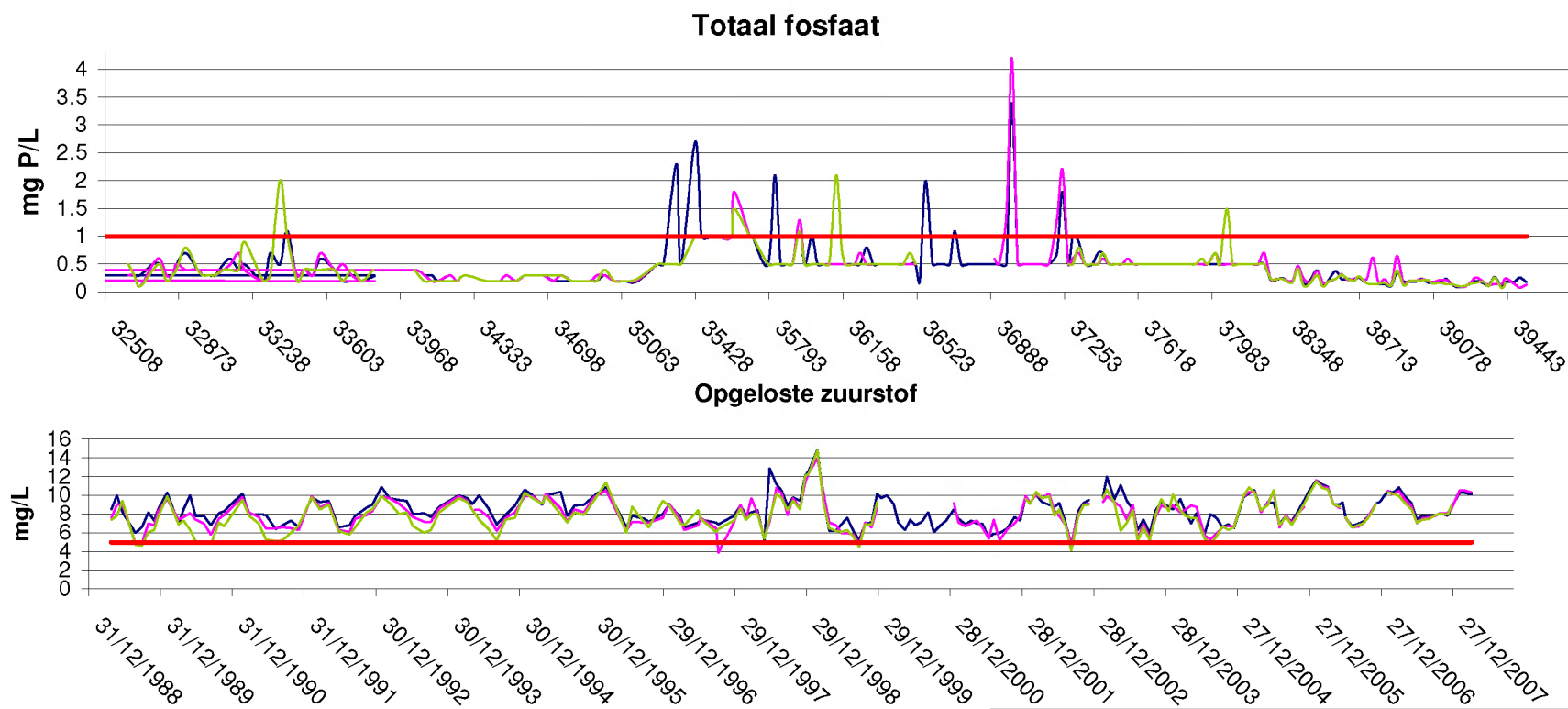
Bron: VMM

Datum: 15/05/2008

Figuur: 2.4a



Haskoning Belgium bvba
Hanswijckdries 80
2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 406666
(fax) +32 (0)15 406667
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com



Titel:
 Temporele variatie fysico-chemie,
 fosfaat en zuurstof

Project:
 Bepalen MEP en GEP Antwerpse
 havendokken

Opdrachtgever: Gemeentelijk
 havenbedrijf Antwerpen

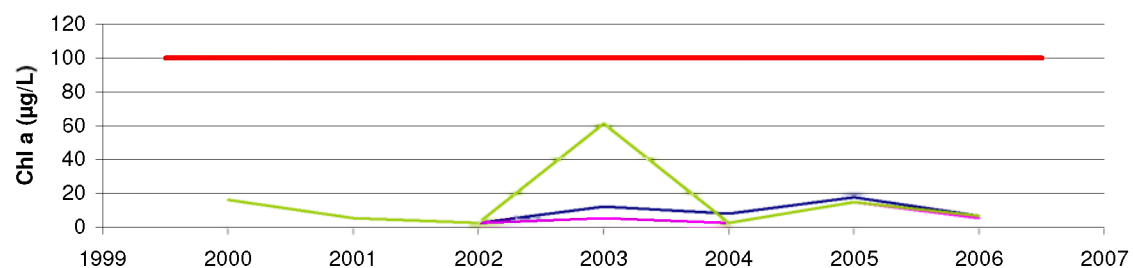
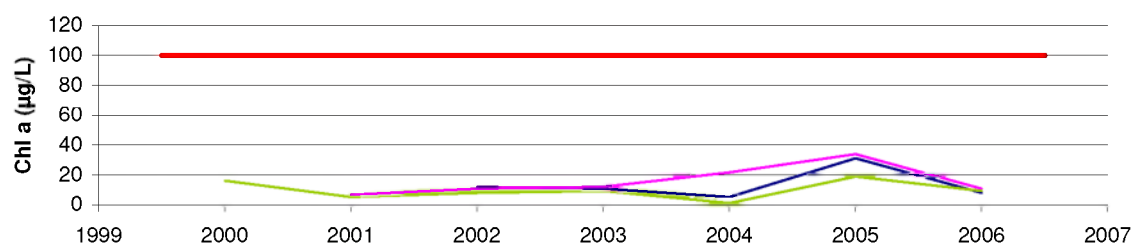
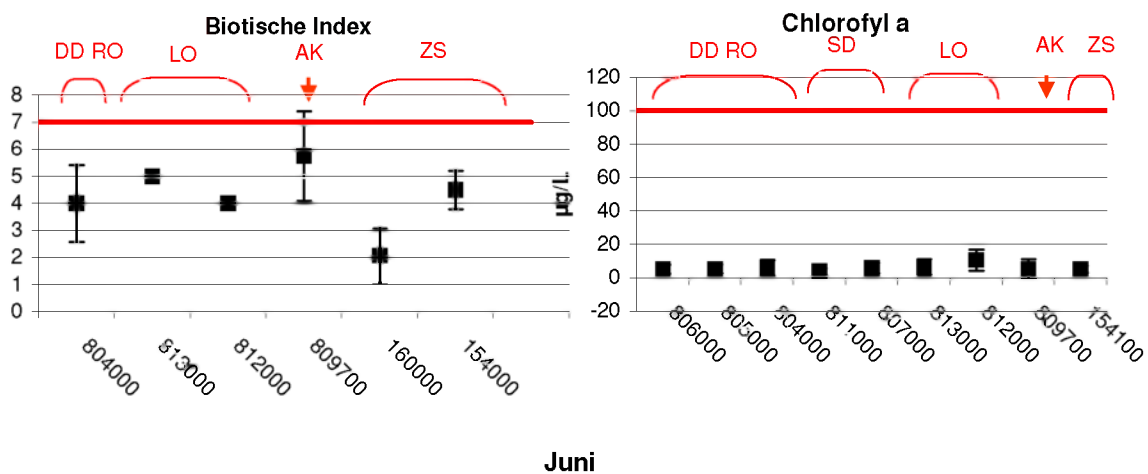
Bron: VMM

Datum: 15/05/08

Figuur: 2.4b



Haskoning Belgium bvba
 Hanswijckdries 80
 2800 Mechelen
 (tel) +32 (0)15 405656
 (fax) +32 (0)15 405657
 info@haskoning.be
 www.royalhaskoning.com



DD RO Doorstroomdok rechteroever
SD RO Stilstaande dokken rechteroever
LO Linkeroever
AK Albertkanaal (monding)
ZS Zeeschelde

804000
805000
806000
Vlarem norm

Titel: Biotische index en chlorofyl a concentraties

Project: Bepalen MEP en GEP
Antwerpse havendokken

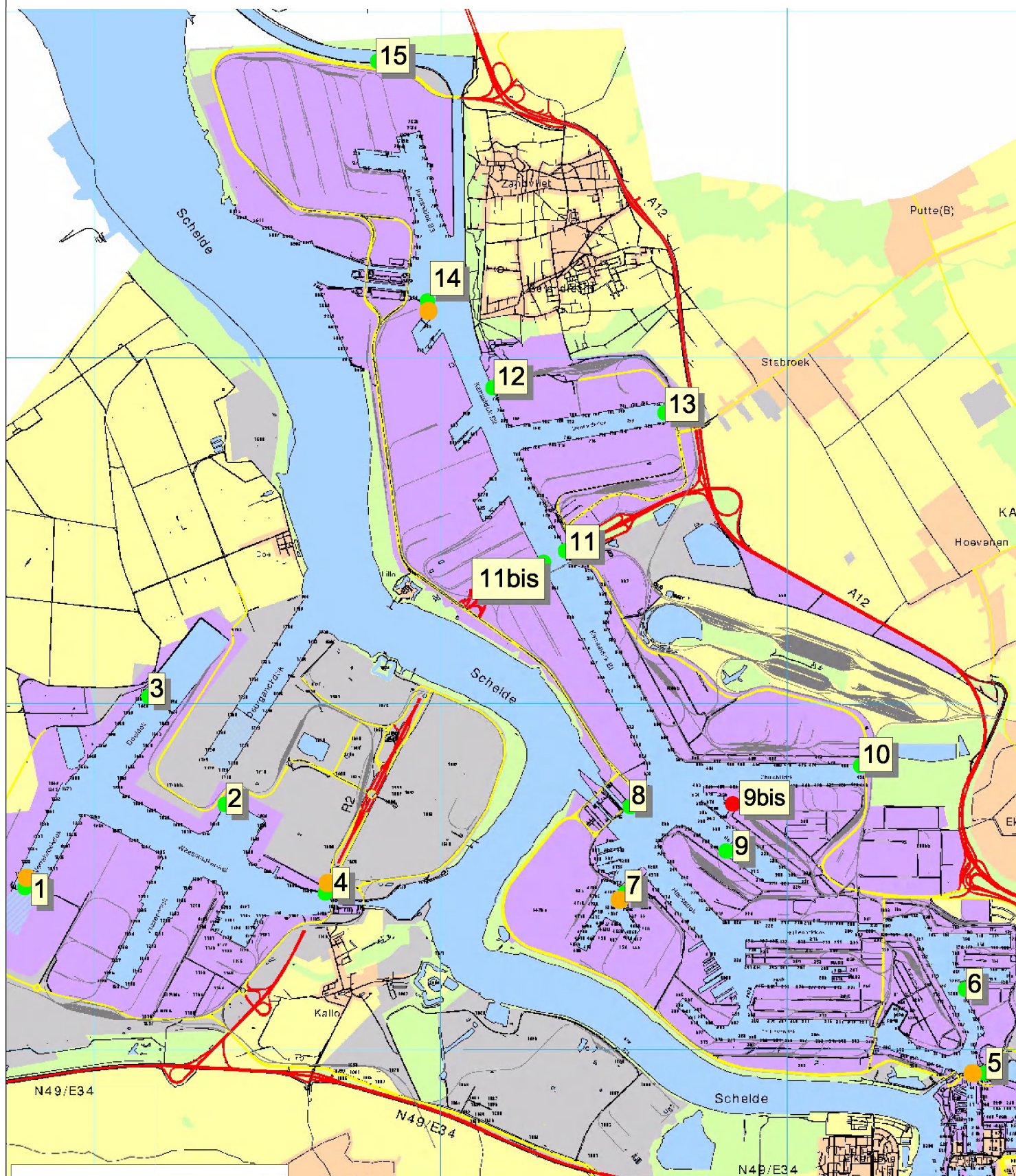
Opdrachtgever: Gemeentelijk
havenbedrijf Antwerpen

Datum: 19-05-2008

Figuur: 2.5



Haskoning Belgium bvba
Hanswijkdries 80
2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 405656
(fax) +32 (0)15 405657
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com



Legenda

- Fytobenthos + macroinvertebraten
- Enkel macroinvertebraten
- Fytoplankton

0 1 2 3 4 Kilometers

Titel:
Overzicht meetpunten fyto­benthos,
macroinvertebraten en fytoplankton

Project:
Bepalen MEP en GEP Antwerpse
havendokken

Opdrachtgever:
Gemeentelijk havenbedrijf Antwerpen

Bron:



NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT
ARIEU TER KAMEREN 15 1000 BRUSSEL
TEL. 02046 87 87

NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT
ARIEU TER KAMEREN 15 1000 BRUSSEL
TEL. 02046 87 87

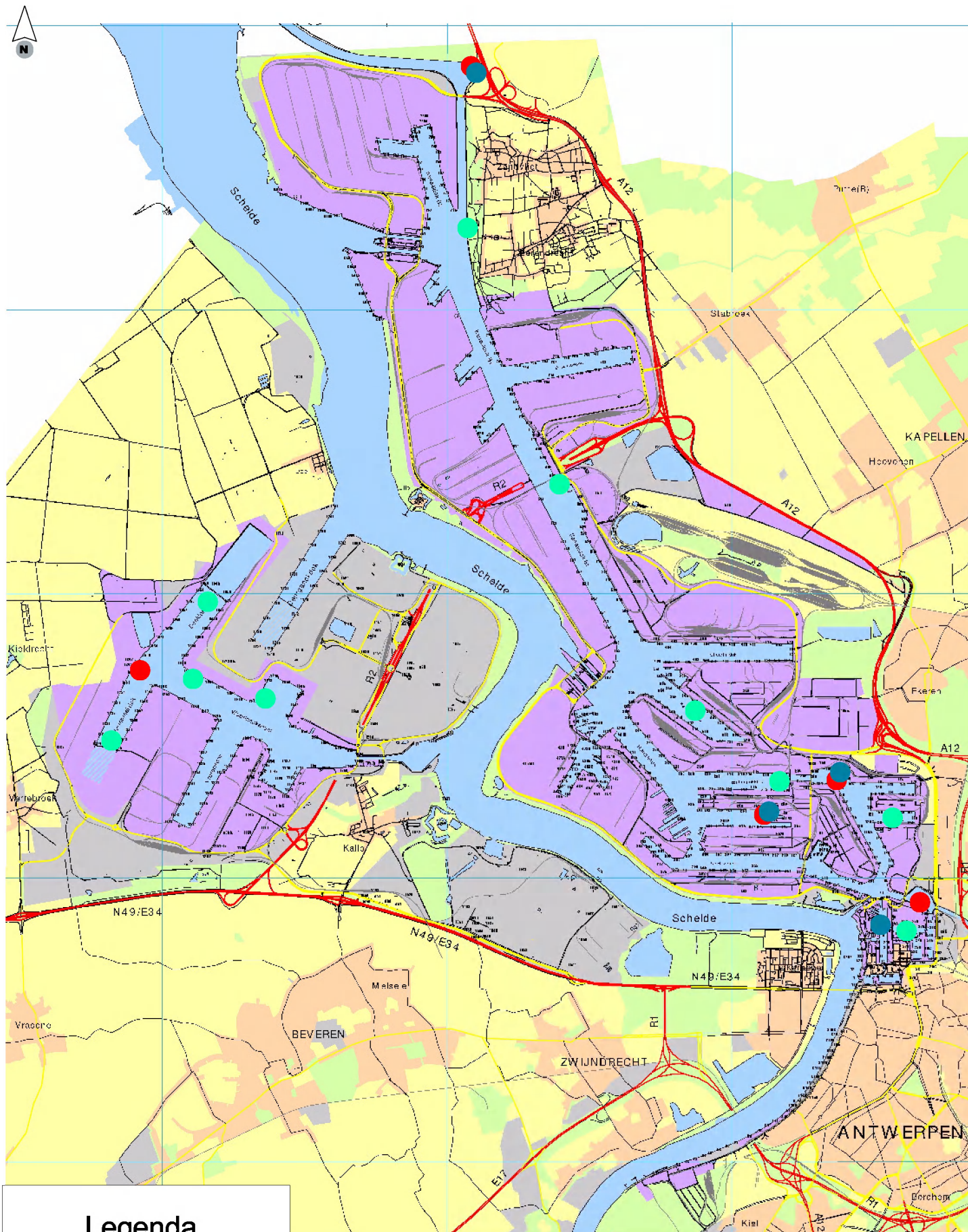
Schaal:
1:75000

Figuur:

2.6



Haskoning Belgium bvba
Hanswijckxlaan 80
-2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 406666
(fax) +32 (0)15 406667
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com



Legenda

- Staalnamepunten 1996
- Staalnamepunten 1998
- Staalnamepunten 2008

0 1 2 3 4 5 Kilometers

Titel:
Overzicht staalnamepunten
visbemonstering

Project:
Bepalen MEP en GEP Antwerpse
havendokken

Opdrachtgever:
Gemeentelijk havenbedrijf Antwerpen

Bron:



NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT
ARIEU TER KAMEREN 13 1000 BRUSSEL
TEL. 02020 80 80

NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT
ARIEU TER KAMEREN 13 1000 BRUSSEL
TEL. 02020 80 80

Schaal:
1:90000

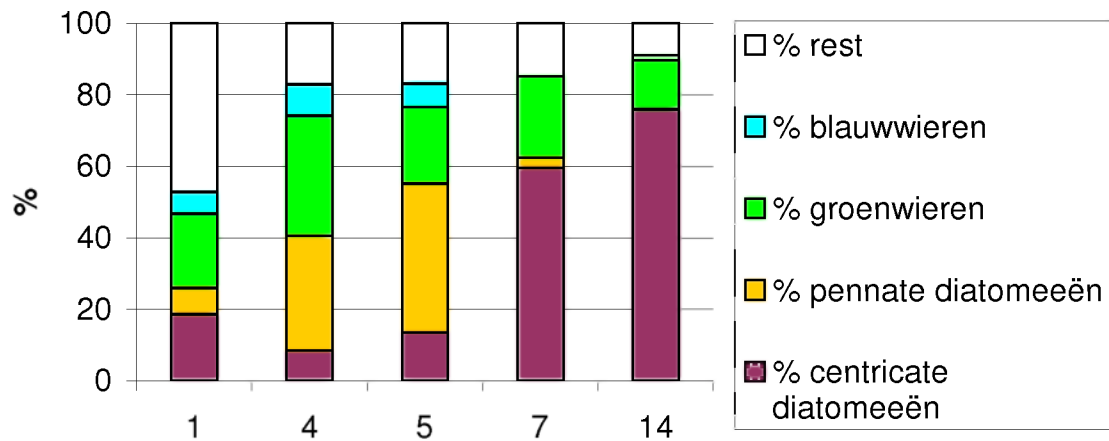
Figuur:

2.7

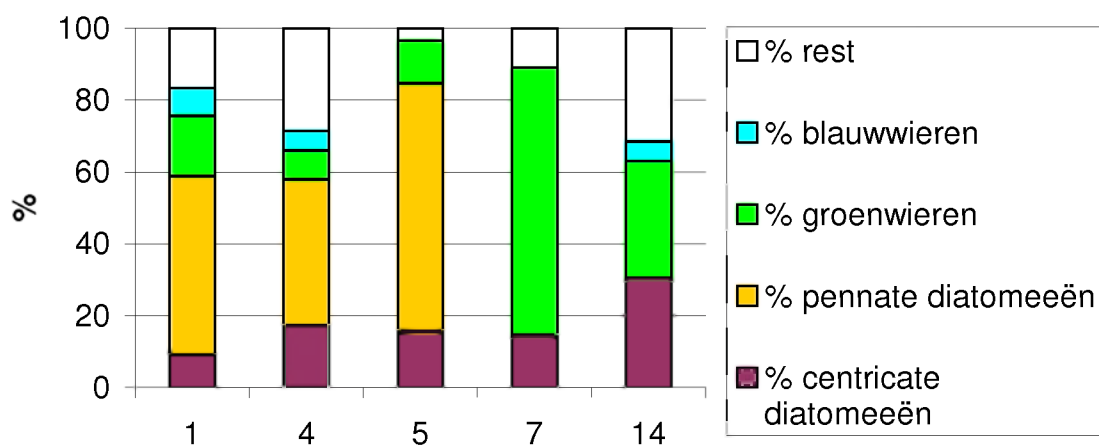


Haskoning Belgium bvba
Hanswijckdreef 80
-2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 405656
(fax) +32 (0)15 405657
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com

Verdeling in typen staalname mei



Verdeling typen staalname juni



Titel: Verdeling fytoplankton in typen voor mei en juni

Project: Bepalen MEP en GEP Antwerpse havendokken

Opdrachtgever: Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen

Bron:

Datum: 01/09/2008

Figuur: 2.8



Haskoning Belgium bvba
Hanswijckdries 80
2800 Mechelen
(tel) +32 (0)15 405666
(fax) +32 (0)15 405657
info@haskoning.be
www.royalhaskoning.com

Bijlage 1
Concentraties specifieke verontreinigende stoffen
(maart 2008)

Tabel: Concentraties voor verschillende prioritair gevaarlijke stoffen en overige gevaarlijke stoffen zoals bepaald op 19/03/2008 (RO) en 21/03/2008 (LO) door het erkende laboratorium SGS

Parameter	eenheid	Z. Insteek- dok	N. Insteek- dok	Churchill- dok	Verrebroekdok	KD B1	3e HD	Delwaide- dok	Zwaaikom VC- sluis	Straatsburgdok	KD B3	KD B2	4e HD	Hansa- dok	norm KRW
<u>prioritaire gevaarlijke stoffen</u>															
cadmium	mg/l	<1,0	<0,80	<1,0	<1,0	<1	<1	<1,0	<1,0	<1,0	<1	<1,0	<1	<1,0	< 0,08*
lood	mg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	< 7,2*
nikkel	mg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	< 20
kwik	µg/l	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,13	<0,10	<0,10	<0,10	< 0,07*
Trichloorbenzenen	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,4
Pentachloorbenzeen	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,007*
Hexachloorbenzeen	ng/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,05
Atrazine	µg/l	0.028	0.028	0.028	0.028	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	< 2
Chloorpyrifos	µg/l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	< 0,1
Diuron	µg/l	0,12	0,14	0,12	0,14	0,12	0,11	0,15	0,14	0,14	0,19	<0,2	0,14	0,14	< 1,8
Endosulfan	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	< 0,004*
Pentabroomdifenylether	µg/l														< 0,0005
Hexachloorbutadieen	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,6
Hexachloorcyclohexaan	µg/l	<0,05	<0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,02*
Nonylfenolen	µg/l	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	< 2
Tbt	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,0015*
Antraceen	µg/l	0,035	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,4
Naftaleen	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	< 2,4
Fluorantheen	µg/l	0,048	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,042	<0,02	<0,02	<0,02	< 1
Polyaromatische koolwaterstoffen (PAK)		0,4	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,398	<0,2	<0,2	<0,2	< NVT
Indeno(1,2,3)pyreen	µg/l	0,031	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,2	<0,02	<0,02	0,031	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,002*
Benzo(k)fluorantheen	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,2	<0,02	<0,02	0,022	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,03
Benzoperyleen	µg/l	0,033	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,2	<0,02	<0,02	0,037	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,002*
Benzo(b)fluorantheen	µg/l	0,054	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,2	<0,02	<0,02	0,069	0,02	<0,02	<0,02	< 0,03
Benzo(a)pyreen	µg/l	0,032	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,2	<0,02	<0,02	0,043	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,1
Benzeen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 50
Chloroform	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<
1,2-dichloorethaan	µg/l	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	< 10
Dichloormethaan	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	< 20
Pentachloorfenol	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	< 1
Simazine	µg/l	0,025	0,025	<0,02	0,025	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	< 4
Trifluraline	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	< 0,03
Alachloor	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	< 0,7
C10-13-chlooralkanen	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	< 1,4
Chloorfenvinfos	µg/l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	< 0,3
DEHP	µg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	< 1,3*
Isoproturon	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 1
Octylfenolen	µg/l	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	< 0,1
<u>Overige gevaarlijke stoffen</u>															
Aldrin	Ng/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	< 0,01*
Dieldrin	Ng/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	< 0,01*
Endrin	Ng/l	<0,05	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	< 0,01*
Isodrin	Ng/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	< 0,01*
Totale DDT	µg/l														< 0,025
Para-para-DDT	µg/l														< 0,01
Tetrachloorethyleen (PER)	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 10
Trichloorethyleen (TRI)	µg/l	<0,05	<0,05	0,058	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,13	0,058	< 10

*: detectielimiet ligt boven de norm

Bijlage 2

Fytobenthos in de Antwerpse havendokken

Fytobenthos uit de Antwerpse dokken

Herman van Dam (Adviseur Water en Natuur, Amsterdam)

Adrienne Mertens (Grontmij | AquaSense, Amsterdam)

Bart Van de Vijver (Nationale Plantentuin, Meise)

Inleiding

De Havenautoriteit Antwerpen heeft Haskoning Belgium verzocht een MEP/GEP op te stellen voor een aantal dokken in het Antwerpse Havengebied. De hierbij te betrekken kwaliteitselementen zijn de macrofyten, de macrofauna, het fytoplankton en het fyto**benthos**. Deze laatste groep omvat de algen die vastgehecht zijn op vaste ondergronden, zoals het onderwaterdeel van de kademuren in de dokken. Omdat de kiezelwieren of diatomeeën hiervan het belangrijkste zijn is de aandacht bij de maatlaten voor de Kaderrichtlijn Water in de meeste EU-landen, waaronder België en Nederland, vooral hierop gericht (Denys 2008, Hendrickx & Denys 2005, Van der Molen & Pot 2006).

Bij de bestaande maatlaten voor het fyto**benthos** in België en Nederland ligt de nadruk op de natuurlijke wateren. Er zijn wel MEP/GEP's ontwikkeld voor niet-natuurlijke wateren, maar nog niet voor zeehavens, zoals Antwerpen (Pot 2005). Daarom zijn monsters (stalen) genomen in de Antwerpse dokken, die op kiezelwieren zijn onderzocht. Daarmee wordt de huidige toestand beschreven en wordt een MEP/GEP afgeleid, zoals in dit rapport wordt beschreven. Omdat diatomeeën bij de meesten tamelijk onbekend zijn worden deze in onderstaand kader geïntroduceerd

Kiezelwieren (diatomeeën) uit het fyto**benthos**

Kiezelwieren zijn eencellige, microscopische algen, die over de hele wereld voorkomen in allerlei milieus, van zoet tot zout water. Zoals de naam al aangeeft beschikken zij over verkiezelde celwanden. Deze zijn voorzien van allerlei fraaie streep- en stippeltjespatronen, waardoor de soorten (over de hele wereld ergens tussen 10 000 en 100 000 soorten) van elkaar zijn te onderscheiden.

De Antwerpse industrieel Henri van Heurck publiceerde tussen 1880 en 1885 reeds een monumentale flora van de kiezelwieren van België, waarin van veel soorten al de voorkeur voor zoet, brak of zout water wordt vermeld. Sindsdien zijn de kiezelwieren voor veel biologen (plantkundigen, ecologen), geologen en milieukundigen uitvoerig onderwerp van studie geweest, waardoor er veel bekend is over de ecologie, met name met betrekking tot het zoutgehalte en de voedingsstoffen. In tegenstelling tot andere groepen van organismen, die in het brakke water juist een laag aantal soorten hebben, kennen de kiezelwieren in het brakke water juist een groot aantal soorten. Hierdoor nemen zij in het Nederlandse beoordelingssysteem voor brakke wateren, dat vooral is ontwikkeld met materiaal uit de - aan Antwerpen grenzende - provincie Zeeland, een prominente plaats in.

De diatomeeën zijn het hele jaar aanwezig, maar in het voorjaar (maart – juni) is er een duidelijk optimum, zowel in het aantal soorten, als de hoeveelheid daarvan. Ze vermenigvuldigen zich in hoofdzaak door celdeling. Dat gebeurt gemiddeld eens per dag: bij de soorten die zich op dat moment goed in het aanwezige milieu thuis voelen gaat dat sneller, bij andere soorten langzamer. Daardoor past de samenstelling van de diatomeeëngemeenschap zich snel aan de veranderende milieumomstandigheden aan.

Er zijn verschillende groeivormen, zoals soorten die door middel van door de cellen uitgescheiden gelei stevig op de ondergrond geplakt zitten, soorten die op geleisteeltjes een stukje van de ondergrond zijn verwijderd en soorten die zich vrij kunnen bewegen in de wirwar van algendraadjes in het aangroeisel van de dokwanden.

De Antwerpse dokken als milieu voor het fytobenthos

Het chloridegehalte is een masterfactor voor de kiezelwieren, die ruimtelijke verschillen vertoont en die in de loop der tijd sterk varieert. In de dokken op de rechteroever is een gradiënt van noord naar zuid, samenhangend met de hoge chloridegehalten bij de Zandvlietsluis aan de noordzijde. De gehalten bedragen enkele grammen per liter, wat wijst op een duidelijk brakwatermilieu. Zowel tussen en binnen de jaren zijn grote verschillen: de maxima zijn 20-30 maal hoger dan de minima. De laagste concentraties komen voor in de late winter en het vroege voorjaar, de hoogste concentraties in de herfst. De stijgingen en dalingen verlopen zeer snel, zoals blijkt uit § 2.3.5

In de dokken is weinig variatie in de ondergrond (substraat) waar de diatomeeën uit het fytobenthos zich kunnen vasthechten. Dat bestaat voor bijna 80 procent uit de verticale, betonnen kademuren en damwanden. Wel zijn er verschillen in de oriëntatie hiervan ten opzichte van de zon, wat voor verschillen in temperatuur en lichtinval kan zorgen. De variatie in diepte van het aanhechtingsoppervlak ten opzichte van het wateroppervlak zorgt o.a. voor variatie in lichtinval. Daar waar sprake is van wisselingen in het waterpeil heeft dit ook invloed op de expositieduur van algen aan de lucht, wat invloed heeft op de soortensamenstelling¹.

De grote turbulentie door het scheepvaartverkeer zorgt voor mechanische stress voor de diatomeeën en vertroebeling van het water. Daar kunnen alleen stevig vastgehechte soorten voorkomen. Op plekken waar de intensiteit van de scheepvaart minder is zal ook deze stress minder zijn, wat invloed heeft op de soortensamenstelling: hier zullen ook de soorten van de minder goed vastgehechte groeivormen kunnen gedijen. De meeste schepen zijn behandeld met aangroeiremmende middelen (bio-fouling). Dat heeft ook invloed op de groei van diatomeeën (o.a. Johnson e.a. 1995).

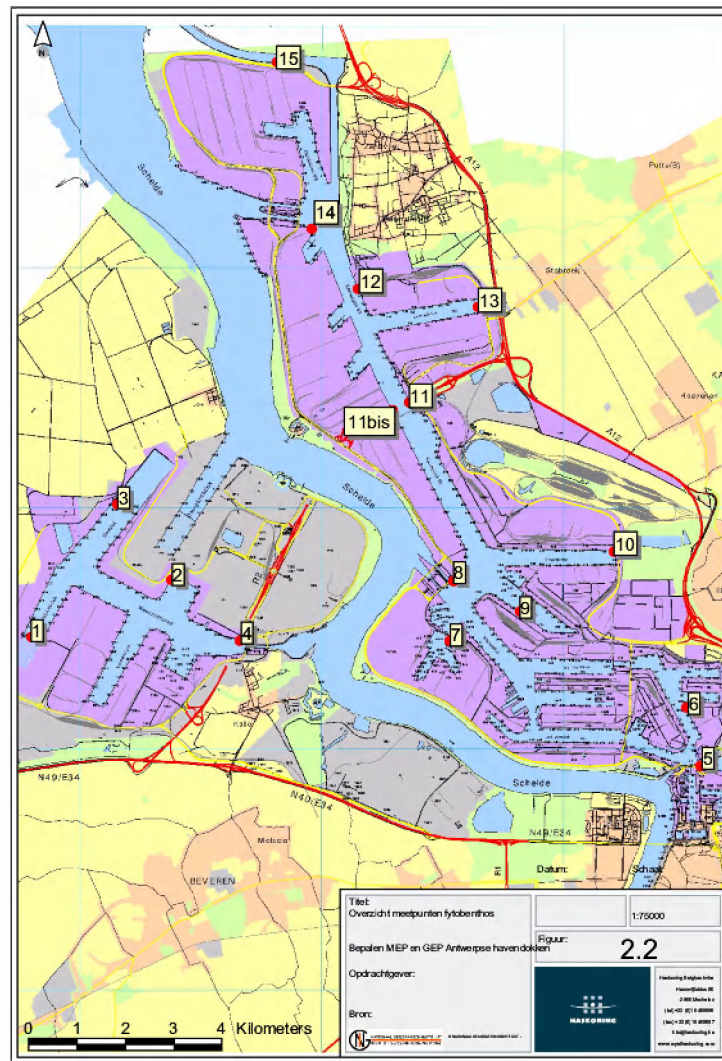
De dokken zijn zodanig voedselrijk, dat verschillen in de concentraties van de voedingsstoffen waarschijnlijk weinig invloed zullen hebben op de soortensamenstelling. Mogelijk treedt er in de loop van het jaar beperking van de groei van kiezelwieren aan de dokwanden op door siliciumtekort. De zuurstofhuishouding van de locaties in de dokken vertoont weinig verschillen. In 2007 lagen de gemiddelde zuurstofverzadigingspercentages tussen 88 en 90% en het biochemisch zuurstofverbruik lag rond 1,8 in de dokken op de rechteroever en rond 2,1 in de dokken op de linkeroever. Hoewel de zuurstofhuishouding van belang is voor de soortensamenstelling van de diatomeeën, zal deze in de Antwerpse dokken geen differentiërende invloed hebben.

Locaties en tijdstip voor bemonstering (staalname)

De consequentie van het bovenstaande is dat door verschillen in (de variaties van) het chloridegehalte, oriëntatie van de dokmuren (waarop het fytobenthos leeft) en de intensiteit van het scheepvaartverkeer er op een zodanig aantal locaties in beide dokcomplexen monsters zijn genomen dat deze variatie daarin tot uiting komt. Er zijn 5 locaties in de westelijke dokken (linkeroever) en 11 locaties in de oostelijke dokken (rechteroever) gekozen (Figuur 1). Op zestien locaties zijn alleen monsters ca 2 dm beneden de waterlijn genomen. Op vijf locaties zijn daarenboven monsters genomen nabij de waterlijn.

Omdat er een aanzienlijke seizoensvariatie is van de soortensamenstelling van fytobenthos in zeehavens (Tent 1981) zou het wenselijk zijn om in meerdere seizoenen monsters te nemen. In verband met de voor het onderzoek beschikbare tijd was dat echter niet haalbaar. Daarom is de bemonstering in het voorjaar (20 mei 2008) uitgevoerd, wanneer de diatomeeën hun optimale ontwikkeling hebben en de chlorideconcentratie dan ongeveer op het gemiddelde niveau ligt.

¹ Ook in de spatzone boven het wateroppervlak leven diatomeeën. Het gaat om specifieke soorten voor deze habitat. Ze vallen echter buiten het bereik van deze studieopdracht.



Figuur 1. Situering van de bemonsteringslocaties voor het fyto-benthos.

Bemonstering

De meeste bemonsteringen zijn uitgevoerd vanaf de ladders die op veel punten langs de kademuren zijn bevestigd. Vanaf de ladders is op een diepte van ca 25 – 15 cm en/of nabij de waterlijn aangroei verwijderd, door met de mond van plastic wijdnecksflesjes (100 ml) over de kademuur te schrapen. Op enkele locaties zijn stenen bemonsterd, hiervan zijn de verticale vlakken afgeschraapt met een monsterflesje of een mes. De monsters zijn meegenomen naar het laboratorium en daar enkele dagen in de diepvries bewaard, voordat de preparaten werden gemaakt.

Laboratoriumonderzoek

Na ontdooien is aan een deel van het monster enige druppels geconcentreerd zoutzuur toegevoegd om eventueel aanwezig ijzer te verwijderen. Het zoutzuur is verwijderd door herhaald spoelen met water. Het organisch materiaal is verwijderd door verwarming tot 80° C in waterstofperoxide 30%. Na herhaald spoelen in water zijn preparaten vervaardigd door inbedden in Naphrax.

De vervaardigde preparaten zijn bekeken onder een Zeiss Axioskop 20 microscoop met fase-contrastbelichting bij een vergroting van 1000 x (n.a. 1,30). Er zijn 200 schaaltes in aselect gekozen beeldvelden geteld en gedetermineerd met Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991) en Lange-Bertalot (1993) als basisliteratuur. Daarnaast zijn soms nog enkele soorten genoteerd die buiten de tellingen zijn aangetroffen. Voor de diatomeeën uit het brakke water is er (nog) geen standaardliteratuur. Er is gebruik gemaakt van diverse speciale publicaties, die zijn vermeld in Bijlage 1.

Een aantal (moeilijk te determineren) taxa is gefotografeerd met een Canon Powershot G6.

Voor rasterelektronenmicroscopisch onderzoek werd gereinigd materiaal, gefilterd door een polycarbonaat membraanfilter (Millipore®, poriëndiameter $\leq 3 \mu\text{m}$), aangebracht op Al-stubjes en bedekt met een dun laagje goud. Het onderzoek gebeurde met een JEOL-5800LV bij 20 kV uitgerust met een digitale camera.

De getelde preparaten worden bewaard in de collectie van Grontmij | AquaSense. Duplopreparaten zijn, samen met de restanten van het ruwe en geoxideerde materiaal, opgenomen in de collectie van de Nationale Plantentuin.

Verwerking van de gegevens

Vóór het uitvoeren van de berekeningen zijn de getelde hoeveelheden van de diatomeeën in de monsters omgerekend naar procentuele hoeveelheden, door de aantallen te delen door twee.

Ordinatie

Om een goed overzicht te krijgen van de soortensamenstelling van de verschillende locaties is een ordinatie uitgevoerd met het programma Canoco (Ter Braak & Šmilauer 2002). Om de uitvoer niet onnodig te belasten met een wirwar van namen van weinig voorkomende soorten (die toch al niet veel invloed hebben op de resultaten) zijn alleen de 54 meest voorkomende soorten genomen, die in totaal ruim 95% van de getelde hoeveelheid diatomeeën uitmaken. De procentuele hoeveelheden zijn logaritmisch getransformeerd (hierdoor zwakt het belang van massaal voorkomende soorten enigszins af), waarna de lengte van de gradiënt is berekend met DCA (directe correspondentie-analyse). Omdat deze gradiënt vrij kort (2,50) bleek te zijn, is er vervolgens een PCA (principale componentenanalyse) uitgevoerd.²

De resultaten van de PCA zijn weergegeven in een diagram, waarin attributen van de locaties (zoals oriëntatie van de oever en groeivorm van de soorten zijn ingetekend. In dit diagram zijn groepen van monsters (clusters) onderscheiden.

Diversiteit

De diversiteit van de monsters is berekend als het aantal soorten³ in de telling en de procentuele hoeveelheid van de meest voorkomende soort: de dominantie. Hiermee wordt recht gedaan aan de beide aspecten van het begrip diversiteit (Van Dam 1982).

Groeivorm

In de onderzochte preparaten zijn de diatomeeën uit hun verband gerukt: meestal is de eventuele kolonievorm verloren gegaan en ook de geleibuizen, -stelen of -kussentjes zijn niet meer aanwezig. Daarom is van de aangetroffen soorten o.a. in de in Bijlage 1 aangegeven werken opgezocht hoe de soorten in het veld voorkomen, maar niet voor alle soorten is dat bekend. De volgende indeling is hierbij aangehouden:

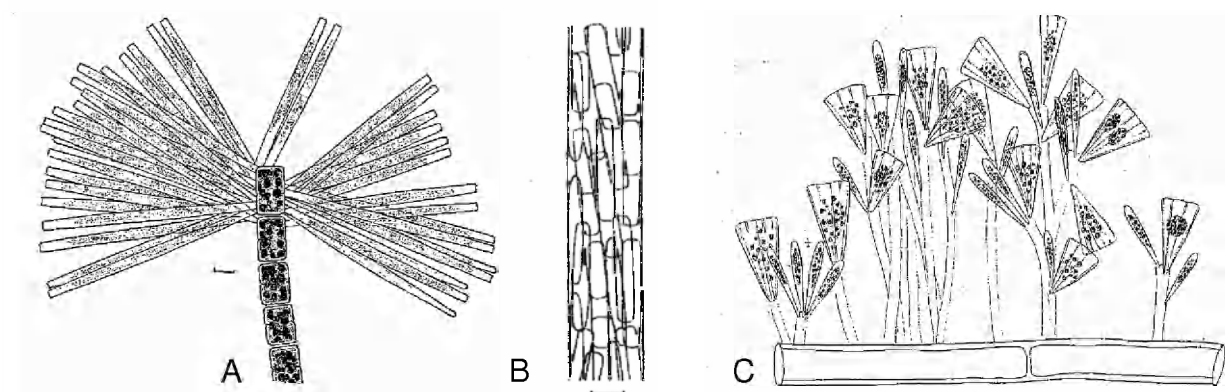
- | | |
|---|---|
| k | cellen op geleikussen |
| b | cellen in geleibuizen |
| s | cellen op geleistelen |
| v | overige aangehechte vormen of aanhechtingswijze onbekend (vast) |
| l | cellen los |

² Een DCA gaat uit van een unimodaal responsiemodel van de soorten. Dat gaat op bij een lange gradiënt, waar langs een opeenvolging van soorten is. Een PCA gaat uit van een lineaire respons van de soorten. Die wordt vaak gevonden langs een korte gradiënt.

³ In het vervolg wordt vaak het woord 'soorten' gebruikt, als eigenlijk 'taxa' wordt bedoeld. Onder taxa worden niet alleen soorten, maar ook lagere categorieën als ondersoort en variëteit verstaan. In sommige gevallen zijn door ons deze lagere categorieën van de typische soorten onderscheiden.

o onbekende groeivorm

De eerste vier groeivormen worden ook wel gecombineerd tot de groeivorm 'alles vast' (av). Enkele van deze vormen zijn weergegeven in Figuur 2.



Figuur 2. Enkele groeivormen. A: cellen van *Fragilaria (Tabularia) fasciculata* met geleikussens op een ketenvormige kolonie van *Melosira varians*. B: cellen van *Amphipleura (Berkeleya) rutilans* in geleibuis. C: cellen van een *Gomphonema*-soort op geleistelen, die weer vast zitten op een algendraad. De streepjes zijn 0,01 mm lang. A en B uit: Van der Werff & Huls (1957 – 1974), C uit Kützing (1844).

Ecologische indicatiewaarden

Van de monsters zijn gemiddelde ecologische indicatiewaarden berekend voor zoutgehalte, zuurgraad, organisch gebonden stikstof, zuurstofgehalte, saprobie, trofie en droogtetolerantie (vochtgetal) volgens de indelingen van Van Dam e.a. (1994), die zijn vermeld in Bijlage 2. Ten opzichte van de oorspronkelijke indeling is de schaal voor het zoutgehalte hier uitgebreid naar het marien gebied. De indicatiewaarden van de afzonderlijke taxa zijn zoveel mogelijk ontleend aan Van Dam e.a. (1994). De zoutindicatiegetallen van de daarin niet genoemde brakwatersoorten zijn ontleend aan Van Dam (2002) of voor dit onderzoek speciaal opgezocht in de literatuur.

Correlaties met fysische en chemische parameters

Door de Havenautoriteit zijn van april tot en met juli 2008 op 14 locaties maandelijks monsters genomen en geanalyseerd. Hiervan komen er 12 min of meer overeen met die van het fyto-benthos. De gemiddelden per locatie en cluster werden berekend (waarden beneden de detectiegrens zijn daartoe op de helft daarvan gesteld).

Voor de toetsing van verschillen in waarden van diversiteitsparameters, groeivormen en ecologische indicatiegetallen, tussen groepen van monsters, werd gebruik gemaakt van statische programmatuur van Aczel & Sounderpandian (2002).

Resultaten

Veldindruk

De genomen monsters zijn vermeld in Tabel 1. Oorspronkelijk was het de bedoeling om op enkele locaties monsters op ongeveer 30 cm diepte te nemen, maar dit bleek niet mogelijk omdat de kademuuren vaak al boven deze diepte onder water ophielden. Op en nabij de waterlijn hebben de groenwieren, meestal darmwier (*Enteromorpha*) zich goed ontwikkeld. Op een diepte van 5-10 cm

gaat deze groenwierbegroeiing meestal over in een laag bruin gekleurd, glibberig aangroeijsel, met veel diatomeeën erin (Figuur 3).

Karakteristiek van de diatomeeënflora

De analyseresultaten zijn volledig opgenomen in Bijlage 3. In de 22 monsters zijn in totaal 132 soorten waargenomen, waarvan 11 alleen buiten de tellingen. Van de soorten uit de tellingen zijn er 24 kenmerkend voor zoet en 84 voor zwak tot sterk brak water. In Bijlage 4 zijn enkele foto's opgenomen van karakteristieke soorten en soorten die tot nu toe moeilijk zijn te determineren.

Tabel 2 geeft een overzicht van de 30 meest algemene soorten uit het gebied, die in totaal 87% van het aantal getelde exemplaren uitmaken. De hierin gehanteerde indeling in clusters wordt later

Tabel 1. Overzicht van de genomen monsters. In de eerste kolom geeft -0 achter het locatienummer aan dat de monsters op de waterlijn zijn genomen. Alle overige monsters zijn op ca 20 cm diepte genomen.

Monster*	Kaai	Lab.nr.	Omschrijving locatie	Oever	Aard
1-0	1331	352828	Verrebroekdok, ZO-zijde	Z	Afschraapsels kleine stenen op flauw hellende oever in door dammetje afgeschutte, luwe hoek
1	1331	352829	Verrebroekdok, ZO-zijde	Z	
2	1610	352830	Noordelijk Insteekdok	NO	Bruin aanslag van kleine stenen op betrekkelijk vlakke oever
3-0	1651	352831	Doeldok, N-zijde	NW	Bruine prut van verticale, betonnen wand
3	1651	352832	Doeldok, N-zijde	NW	Bruine prut van verticale, betonnen wand
4	1552	352833	Waaslandkanaal bij Melselebrug*	N	Bruin aanslag van steil betonnen wandje
5	63	352834	Amerikadok bij Havenautoriteit	Z	Bruin aanslag op verticale, betonnen wand
6-0	128	352835	Albertdok bij baggerdienst	NO	Groenwieren (<i>Enteromorpha</i>) op verticale betonwand
6	128	352836	Albertdok bij baggerdienst	NO	Bruin slib op verticale betonwand
7	423C	352837	Marshalldok, einde Polderdijkweg	ZO	Bruin aanslag op verticale, betonnen oever
8	497	352838	Kanaaldok B1 bij Boudewijnbrug	NO	Bruin slib op verticale betonwand
9-0	310	352839	6e Havendok	ZW	Groene draadwieren op verticale, betonnen wand
9	310	352840	6e Havendok	ZW	Bruin aanslag op verticale, betonnen wand
10	466	352841	Churchilldok	N	Veel draadalg op verticale betonwand
11-0	602	352842	Kanaaldok B2 bij sleepdienst	O	Groenwieren (<i>Enteromorpha</i>) op verticale betonwand
11	602	352843	Kanaaldok B2 bij sleepdienst	O	Harde, viltachtige, bruine laag op verticale betonwand
11b(is)	t/o 611	352849	Kanaaldok B2 t/o sleepdienst	W	Bruin slib van verticale zijde kleine stenen
12	-	352844	Kanaaldok B2 ca 500 m N van kaai 772**	O	Keien langs oever
13	730	352845	Delwaidedok	O	Sliertjes van kiezelhoudend beton (verticale wand)
14	669	352846	Kanaaldok B2 ten O. van Berendrechtbrug	Z	Bruin slib van verticaal, ruw betonsubstraat
15-0	-	352847	Schelde-Rijnverbinding bij kleine toegangsweg***	Z	<i>Enteromorpha</i> van verticale, betonnen oever
15	-	352848	Schelde-Rijnverbinding bij kleine toegangsweg***	Z	Bruin schraapsel van verticale, betonnen oever

* In de buurt van deze locatie diverse toevoeren van water door kleine duikertjes

** De kade hangt hier over het water en kon niet worden bemonsterd. Daarom zijn stenen bij een uitstulping van de (hier flauw hellende) oever bemonsterd. De oriëntatie is met het gezicht op het noorden

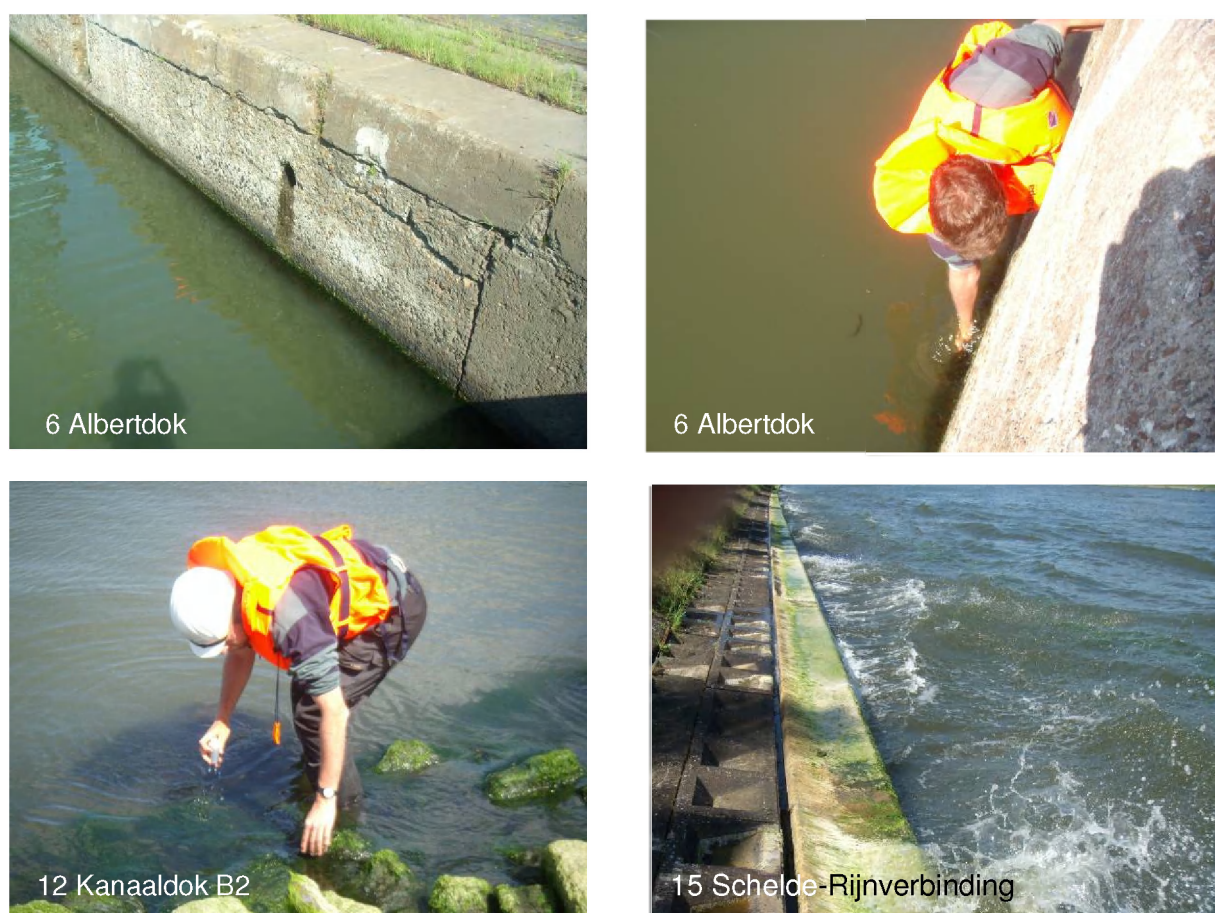
***zeer sterke golfslag door schepen

besproken. Uit deze gegevens, en ook uit de ecologische indicatiegetallen van de soorten uit Bijlage 3, blijkt dat er hier sprake is van een typische brakwaterflora, zoals die algemeen in de estuaria langs de NW-Europese kusten wordt aangetroffen. Naast typische soorten van brakke wateren, met de kenmerkende fluctuaties in het chloridegehalte, zijn er soorten uit harde, voedselrijke en zoete wateren. Van een aantal soorten is bekend dat ze bestand zijn tegen vervuiling door industrieel afvalwater (o.a. fenolen). De meest algemene soorten zijn *Catacombas obtusa* (in alle 22 monsters, met een gemiddelde hoeveelheid van 9,1%), *Nitzschia filiformis* var. *conferta* (n=18, hoef. 7.9%), *Melosira moniliformis* (21, 7.0%), *Diatoma moniliformis* (15, 5.6%), *Fragilaria fasciculata* (15, 5.2%) en *Navicula gregaria* (17, 5.0%). Exotische soorten, die soms met ballastwater worden meegevoerd, werden niet aangetroffen. Wel zijn er soorten die nog niet vaak zijn aangetroffen doordat dit milieu nog niet vaak grondig met moderne methoden op diatomeeën is onderzocht.

Ordinatie en clusterindeling

De cumulatieve percentages van de verklaarde variatie in de soortensamenstelling op de assen 1, 2, 3 en 4 van de ordinatie bedragen respectievelijk 20, 36, 48 en 56%. Op het eerste gezicht lijkt dat misschien niet veel, maar gezien ervaringen met soortgelijke studies is dit toch een zeer bevredigend resultaat.

In Figuur 4 zijn de ladingen van de soorten en de scores van de monsters uitgezet. Het blijkt dat locaties die in het terrein bij elkaar in de buurt liggen over het algemeen ook in de soortensamenstelling verwantschap vertonen. Zo zijn er vijf clusters onderscheiden, die met verschillende kleuren in het diagram zijn aangegeven. Het cluster 'Kanaaldok-Noord' omvat behalve de locaties 11, 11b(is), 12 en 14 uit het Kanaaldok ook locatie 13 in het nabij gelegen Delwaidedok. Bij het cluster 'Kanaaldok-Zuid' behoren de locaties 8 (Kanaaldok), 7 (Marshalldok), 9 (6^e Havendok) en 10 (Churchilldok). De namen van de overige clusters spreken voor zich. Locatie 4 (linkeroever) is een beetje een buitenbeentje binnen het cluster van de monsters van de linkeroever. Het ligt in het diagram, maar ook in het terrein, het dichtst bij de locaties van Kanaaldok-Zuid.



Figuur 3. Op de steile betonnen oevers, zoals die van het Albertdok is rond de waterlijn meestal een weelderige groei van groenwieren aanwezig. Op ongeveer 1 dm diepte maken de groenwieren plaats voor een bruine laag aangroei, met veel diatomeeën, die op de tweede foto worden bemonsterd. Ook keien, zoals in het Kanaaldok, zijn met een dikke laag groenwieren (met daartussen ook diatomeeën) bedekt. In de Schelde-Rijnverbinding is er door de scheepvaart heftige golfslag, waaraan de algen in het aangroei (groen) zijn blootgesteld.

Deze clusterindeling is de basis voor de indeling van Tabel 2, waarin de gemiddelde procentuele hoeveelheid van de belangrijkste soorten is weergegeven. De clusters zijn hierin ongeveer gerangschikt naar de gemiddelde scores van de daartoe behorende monsters op de eerste as van de ordinatie. De soorten zijn gerangschikt naar de zwaarte van voorkomen in de vijf clusters, zodat bij benadering een diagonaalstructuur in de tabel ontstaat.

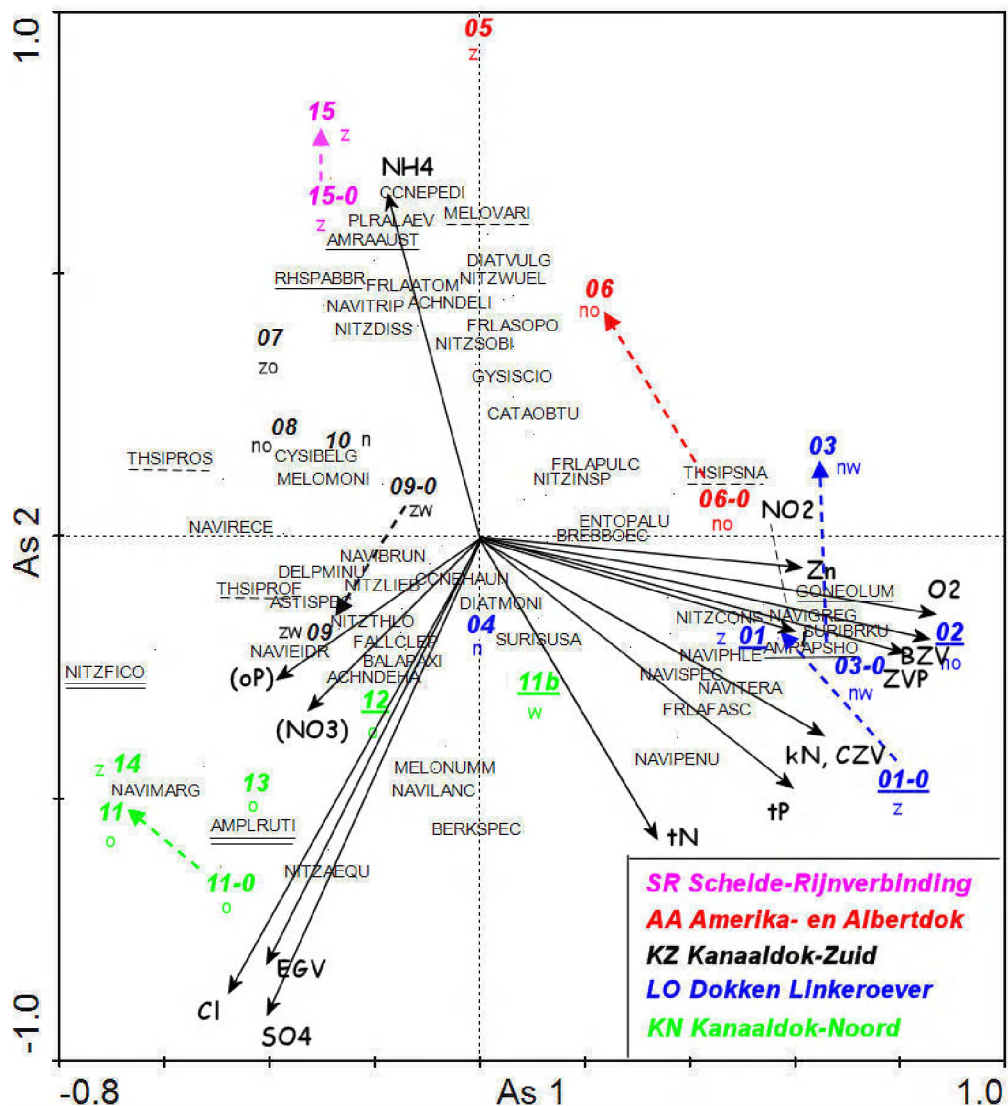
Groei vormen

Zo is bijvoorbeeld in Figuur 4 heel goed te zien dat soorten die in geleibuizen leven, zoals *Berkeleya rutilans* en *Nitzschia filiformis* var. *conferta* vooral in monsters uit het Kanaaldok-Noord voorkomen. De monsters uit Kanaaldok-Zuid onderscheiden zich vooral door de relatief grote hoeveelheden

Tabel 2. Overzicht van de 30 meest algemene diatomeesoorten uit het gebied. N = aantal monsters, GPH = gemiddelde procentuele hoeveelheid in alle monsters. In de kolommen KN-LO zijn de gemiddelde procentuele hoeveelheden in de vijf onderscheiden clusters vermeld. - = niet aangetroffen, 0 = <0,5%. Het maximale voorkomen in een cluster is **vet** aangegeven. Waarden die meer dan de helft van dit maximum uitmaken zijn onderstreept.

Afkorting	Taxon Soort	Gemiddelden		Cluster (aantal monsters)					Habitat en milieu*
		N	GPH	KN (6)	KZ (5)	SR (2)	AA (3)	LO (6)	
AMPLRUTI	<i>Berkeleya (Amphipleura) rutilans</i>	8	1.8	7	-	-	-	0	In vertakte geleibuizen op allerlei ondergrond, euryhaline brakwatersoort, getijdenindifferent, verdraagt industrieel afvalwater
NAVIMARG	<i>Navicula margalithii</i>	12	1.3	4	1	0	-	-	Bentisch. in harde, bijna zoete wateren en brakke, binnenlandse wateren
NITZFICO	<i>Nitzschia filiformis</i> var. <i>conferta</i>	18	7.9	17	<u>12</u>	1	1	1	In geleibuizen op substraat aangehecht. Echte brakwatersoort, kan verontreiniging met organisch afbreekbaar materiaal goed verdragen (α-mesosaproob). Ook tolerant voor industrieel afvalwater
NITZAEQU	<i>Nitzschia aequeorea</i>	14	3.3	8	2	-	-	2	Op substraten levend, brakwatersoort, ook in Amsterdamse havens
BALAPAXI	<i>Bacillaria paxillifer</i>	14	0.8	2	<u>1</u>	-	0	0	Beweeglijke kolonies, glijdend over allerlei ondergrond in brak water. Verdraagt niet te sterke verontreiniging door organisch afbreekbaar materiaal. Tolerant voor industriële verontreiniging
THSIPROF	<i>Thalassiosira profunda</i>	6	0.6	<u>1</u>	1	-	1	-	In brak water
MELONUMM	<i>Melosira nummuloides</i>	10	1.1	1	2	-	-	1	Kosmopolitische brakwatersoort in aangroei uit estuaria en kustgebieden
NITZTHLO	<i>Nitzschia thermaloides</i>	11	0.8	1	2	-	1	0	Echte brakwatersoort van substraten uit de Europese estuaria
NAVIRECE	<i>Navicula recens</i>	19	3.3	<u>4</u>	5	<u>4</u>	1	2	Soort van substraten in brakke wateren en harde, zoete wateren. Tolereert vervuiling door organisch afbreekbaar materiaal
DIATMONI	<i>Diatoma moniliformis</i>	15	5.6	9	<u>6</u>	<u>5</u>	-	<u>5</u>	Leeft in ketens tussen andere algen in harde, zoete en niet te sterk brakke wateren
BERKSPEC	<i>Berkeleya spec.</i> 10.116	18	3.1	6	2	-	<u>4</u>	2	Waarschijnlijk in geleibuizen in brak water
NAVIBRUN	<i>Navicula brunellii</i>	14	0.9	<u>1</u>	<u>1</u>	1	<u>1</u>	<u>1</u>	In brakke binnenwateren van de aangrenzende Provincie Zeeland
NAVILANC	<i>Navicula lanceolata</i>	17	2.8	<u>3</u>	4	-	<u>3</u>	2	Vrij levend tussen andere algen? In harde, zoete wateren
THSIPROS	<i>Thalassiosira proschkiniae</i>	15	2.3	2	3	7	2	1	Zeer algemene bentische soort in matig en sterk brakke wateren, vooral estuaria
RHSPABBR	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	19	4.8	2	11	<u>10</u>	5	1	Met geleikussens of -stelen op substraten vastgehecht. Zoetwatersoort, maar trekt ver het brakke gebied in
MELOMONI	<i>Melosira moniliformis</i>	21	7.0	6	6	27	1	6	Aangehecht op substraat in brakke wateren met sterk wisselende zoutgehalte; veel in estuaria
CATAOBTU	<i>Catacombas obtusa</i>	22	9.1	3	20	7	8	8	Leeft aangehecht op vaste substraten of andere algen in brak water
AMRAAUST	<i>Amphora australiensis</i>	14	2.6	1	3	12	4	1	Op substraten in brak water
CCNEPEDI	<i>Cocconeis pediculus</i>	3	1.6	-	-	10	<u>5</u>	-	Epifyt, vaak op draadalgen. Soort van (harde) zoete, wateren, maar met vrij grote zouttolerantie
NAVIPENU	<i>Navicula perminuta</i>	19	3.5	<u>5</u>	1	0	<u>4</u>	6	Bentisch, in harde, zoete en brakke wateren
MELOVARI	<i>Melosira varians</i>	9	0.7	0	0	<u>2</u>	2	1	In aangroei en plankton van in zoet tot licht brak water
GYSISCIO	<i>Gyrosigma sciotoense</i>	8	0.7	0	1	-	4	0	Bentisch, in harde, zoete wateren en estuaria
NITZINSP	<i>Nitzschia inconspicua</i>	16	1.7	1	1	1	1	4	Bentisch, in zoet en zwak brak water, vervuilingstolerant
NAVIGREG	<i>Navicula gregaria</i>	17	5.0	2	2	1	16	6	Bentisch, zeer algemeen in zoete tot sterk brakke wateren, vervuilingstolerant
DIATVULG	<i>Diatoma vulgaris</i>	4	1.6	-	-	-	12	-	Celketens tussen draadalgen en vastgehechte diatomeesoorten. In zoete en zwak brakke wateren, tolerant voor industriële verontreinigingen (o.a. fenolen)
AMRAPSHO	<i>Amphora pseudoholsatica</i>	10	0.6	0	0	0	-	2	Brakwatersoort, maar soms ook in zoet water
FRLAFASC	<i>Fragilaria fasciculata</i>	15	5.2	3	2	1	-	15	Aangehecht op vaste ondergrond of andere algen. Echte brakwater-soort, maar soms ver het zoete gebied intrekend. Vervuilingstolerant
THSIPSNA	<i>Thalassiosira pseudonana</i>	18	3.6	1	1	0	<u>6</u>	8	Voornamelijk in het plankton. Algemeen in zoete tot brakke wateren
GONEOLUM	<i>Gomphonema olivaceum</i>	12	2.4	0	1	-	1	7	Met geleistelen aangehecht op substraten in harde, zoete tot licht brakke wateren
SURIBRKU	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>	12	1.8	0	0	-	1	6	Bentisch in harde, zoete tot licht brakke wateren. Vervuilingstolerant

*volgens Hustedt (1927-1966, 1957, 1959), Brockmann (1950), Van der Werff (1957-1974), Simonsen (1962), (Fjerdingstad 1965), Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991), Kuylenstierna (1990), Van Dam e.a. (1994), Sabbe (1997) en eigen ervaring.



Figuur 4. Ladingen van soorten (afkortingen verklaard in Tabel 2 en Bijlage 3) en scores van monsters (nummers uit Tabel 1) in de ordinatie. Dubbel onderstreepte soorten leven in geleibuisen, onderstreepte soorten staan op geleistelen, onderbroken onderstreepte soorten leven los (vaak in het plankton). Onderstreepte monsters zijn van (kleine) stenen op flauw hellende oevers, de niet-onderstreepte monsters van verticale betonwanden. Met getrepte pijlen zijn monsters van verschillende diepten op dezelfde locatie verbonden (de pijlen wijzen naar het diepste monster). Met kleine letters is de oriëntatie van de oever (kolom 5 uit Tabel 1) aangeduid. De kleuren geven de onderscheiden clusters aan. De toppen van de zwarte pijlen geven de correlatiecoëfficiënten van de betreffende chemische parameters aan (legenda in Tabel 4). Niet-significante variabelen tussen haakjes.

Catacombas obtusa. Aan de andere kant hebben *Navicula gregaria* en vooral *Diatoma vulgaris* hun optimum in het Amerika- en Albertdok. De monsters uit de Schelde-Rijnverbinding zijn gekenmerkt door enkele soorten die op geleistelen leven, zoals *Rhoicosphenia abbreviata* en *Amphora australiensis*. In de monsters van de dokken op de linkeroever komen de grootste hoeveelheden voor van de op steeltjes levende *Amphora pseudoholsatica* en *Gomphonema olivaceum*. In een van de volgende paragrafen worden de verschillen in groeivormen tussen de clusters getoetst.

Bemonsteringsdiepte

Uit het diagram kan ook worden afgeleid dat monsters van dezelfde locatie, maar verschillende diepte, wel enig verschil in soortensamenstelling hebben, maar dat de verschillen niet groot zijn. Op één na wijzen de pijlen, die de monsters van de waterlijn verbinden met die op ca 20 cm diepte, naar boven of schuin naar linksboven. Monsters van de waterlijn hebben dus meestal een hogere score op de eerste as en een lagere score op de tweede as. De kans dat er van zes pijlen precies één pijl de andere kant op wijst dan de overige vijf bedraagt 0,1875, wat niet significant is. De monsters van eenzelfde locatie maar van verschillende diepte lijken meer op de andere monsters in hetzelfde cluster dan op monsters uit andere clusters. Zowel zoet- als brakwatersoorten die karakteristiek zijn voor tijdelijke droogval, die bij een wisselende waterstand plaatsvindt, ontbreken in het gebied of komen maar weinig voor, zoals *Navicula (Luticola) mutica*. Vooral op de flauw hellende oever van locatie 1 (Verrebroekdok) komt vrij veel *Opephora olsenii* voor. Dat is een soort die nogal eens op zandkorrels van droogvallende wadplaten is te vinden (Krammer & Lange-Bertalot 1986-1991).

Aard en helling ondergrond

Er zijn geen monsters genomen van dezelfde locatie, maar van verschillende ondergrond (helling van de oever), zodat het niet goed mogelijk is om aan te geven wat de invloed van substraat en helling van de oever op de diatomeeënsamenstelling is. De meeste monsters van een ander substraat dan de loodrechte betonnen oevers liggen in de buurt van de overige monsters uit hetzelfde cluster, zodat die invloed vrij beperkt lijkt. Monster 11 b(is) is een beetje vreemde eend in de bijt. Het is genomen tegenover de monsters van de verticale betonwand van locatie 11 in Kanaaldok B2, van kleine stenen op een flauw hellende oever. In monster 11b komt de buisbewonende *Berkeleya rutilans* minder voor, maar *Cocconeis hauniensis* (min of meer exclusief voor deze locatie) en *Navicula perminuta* (ook in andere clusters) komen op deze locatie maximaal voor. De laatste twee soorten zijn vrij klein en leven mogelijk los tussen de stenen.

Oriëntatie van de oever

In het diagram is bij elk monster de windrichting van de oever ter plekke weergegeven. In Tabel 3 is voor de verschillende kwadranten van het diagram het aantal malen weergegeven dat een bepaalde windrichting van de oever daarin voorkomt. Bij toepassing van de chi-kwadraattoets op deze tabel blijkt dat de verschillen niet significant zijn, ook niet als de windrichting van locatie 12 wordt gesteld op noord in plaats van op oost (vergelijk Tabel 1).

Tabel 3. Frequentie van voorkomen van verschillende oeverrichtingen in de verschillende kwadranten van het ordinatiediagram (Figuur 4).

Windrichting oever	Kwa- drant	links		rechts		Totaal
		boven	onder	boven	onder	
N-NO		2	1	2	1	6
O-ZO		1	4	0	0	5
Z-ZW		4	2	0	2	8
W-NW		0	0	1	2	3
Totaal		7	7	3	5	22

Waterchemie

In Tabel 4 zijn de clustergemiddelden vermeld van de metingen die in het voorjaar van 2008 zijn verricht. De Schelde-Rijnverbinding ontbreekt hierbij helaas. De clusters zijn hierin in volgorde van opnemende concentratie van totaal-fosfaat geplaatst. De overall-verschillen tussen de gemiddelden van de clusters zijn per parameter getoetst met behulp van variantie-analyse. Daarna is met Tukey's toets voor paarsgewijze vergelijking van groepsgemiddelden nagegaan welke clustergemiddelden significant van elkaar verschilden.

De correlaties tussen de assen van de ordinatie en de gemeten concentraties van de verschillende parameters zijn vermeld in Bijlage 7. De significante correlaties op de eerste en tweede as zijn met pijlen aangeduid in Figuur 4. Daarin zijn ook nog de niet-significante correlaties met nitraat en orthofosfaat aangegeven. De eerste as, waarop vooral de dokken op de linkeroever hoog scoren, is sterk gecorreleerd met de zuurstofhuishouding (chemisch en biochemisch zuurstofverbruik,, zuurstof) en voedingsstoffen (totaal-fosfaat, totaal-stikstof). Opvallend is dat hoge waarden voor zuurstof (overdag) samengaan met hoge waarden voor zuurstofverbruik en nitriet. Waarschijnlijk is hier veel fytoplankton, dat 's nachts veel zuurstof consumeert, zodat er dan bij lage zuurstofgehalten nitriet ontstaat. Ook een toxicant als zink scoort hoog op de eerste as. Op de tweede as manifesteren zich vooral de macro-ionen, waarvan chloride het belangrijkste is. Het gemiddelde chloridegehalte heeft een betere correlatie met de diatomeeënsamenstelling dan het minimale of maximale gehalte.. Opvallend is de sterk positieve correlatie van ammonium met de tweede as, juist in een andere richting dan nitraat, nitriet- en Kjeldahl-stikstof. De verschillen tussen de clusters zijn kort samengevat in Tabel 5.

Tabel 4. Gemiddelde waarden van maandelijks fysische en chemische metingen (maart – juli 2008) van de Havenautoriteit Antwerpen per cluster. Significante overall-verschillen tussen clusters zijn aangegeven met * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) of *** ($p < 0,001$). Significante ($p < 0,01$) paarsgewijze verschillen tussen groepen zijn onderstreept.

Groep	Parameter	Afk.	Eenh.	Gemiddelden clusters				
				Totaal	KZ	AA	KN	LO
Algemeen								
	Temperatuur		°C	17.1	16.3	15.9	18.4	17.2
	Zuurgraad		pH	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6
	Zwevende stoffen		mg/l	15.0	8.1	9.8	18.7	20.4
Zuurstofhuishouding								
	* Opgeloste zuurstof	O2	mg/l	9.9	9.0	8.8	<u>8.7</u>	<u>12.9</u>
	* Zuurstofverzadiging	ZVP	%	103	91	<u>88</u>	<u>92</u>	<u>138</u>
	*** Bioch. zuurstofverbr. BZV ₅ ²⁰	BZV	mg/l	2.6	2.0	<u>2.0</u>	<u>2.0</u>	<u>4.6</u>
	Chemisch zuurstofverbruik	CZV	mg/l	21.6	17.6	16.9	19.7	31.4
Voedingsstoffen								
	Ammoniumstikstof	NH4	mg/l	0.13	0.18	0.19	0.10	0.09
	** Kjeldahl-stikstof	kN	mg/l	1.0	0.7	<u>0.9</u>	<u>0.9</u>	<u>1.6</u>
	Nitrietstikstof	NO2	mg/l	0.07	0.06	0.05	0.05	0.10
	Nitraatstikstof	(NO3)	mg/l	3.8	4.0	3.5	4.0	3.7
	* Totaal N	tN	mg/l	4.9	4.8	<u>4.4</u>	5.0	<u>5.4</u>
	*** Totaal P	tP	mg/l	0.17	0.11	<u>0.13</u>	<u>0.17</u>	<u>0.26</u>
	Orthofosfaat-P	(oP)	mg/l	0.08	0.07	0.08	0.09	0.06
	Silicium (alleen 30/7)		mg/l	1.3	1.0	1.2	1.1	1.9
Macro-ionen								
	** Geleidingsvermogen	EGV	mS/m	534	<u>549</u>	<u>337</u>	<u>627</u>	<u>525</u>
	*** Chloride (gemiddeld)	Cl	g/l	2.06	<u>2.04</u>	<u>1.09</u>	<u>2.58</u>	<u>2.03</u>
	* Chloride (minimum)		g/l	1.49	1.33	<u>0.66</u>	<u>1.98</u>	1.57
	*** Chloride (maximum)		g/l	<u>2.66</u>	<u>2.83</u>	<u>1.60</u>	<u>3.15</u>	<u>2.53</u>
	*** Sulfaat	SO4	mg/l	<u>337</u>	<u>331</u>	<u>191</u>	<u>409</u>	<u>344</u>
Toxicanten								
	Zink (totaal)	Zn	µg/l	25	22	25	23	31
	Tetrachloorkoolstof		µg/l	0.16	0.17	0.15	0.17	0.14

Tabel 5. Chemische karakterisering van de diatomeeënclusters.

	KZ	AA	KN	LO
zuurstof	vrij hoog	vrij hoog	vrij hoog	laag-hoog
fosfaat	laag	vrij laag	vrij hoog	hoog
stikstof	vrij hoog	niet zo hoog	hoog	zeer hoog
zout	gemiddeld	laag	hoog	gemiddeld

Diversiteit, ecologische indicatiegetallen en groeivormen

In Bijlage 7 zijn alle berekende diversiteitswaarden, ecologische indicatiegetallen en groeivormenspectra vermeld. Ze zijn samengevat in Tabel 6. De overall-verschillen tussen de gemiddelden van de clusters zijn per parameter getoetst met behulp van variantie-analyse. Daarna is met Tukey's toets voor paarsgewijze vergelijking van groepsgemiddelden nagegaan welke cluster-gemiddelden significant van elkaar verschilden. Meestal waren er wel significante overall-verschillen, maar geen significante paarsgewijze verschillen.

Gemiddeld zijn er 28 soorten per monster geteld. De cluster-gemiddelden wijken hier niet ver van af. De minima en maxima bedragen respectievelijk 17 soorten (locatie 10) en 43 (locatie 4). De dominantie is gemiddeld 24%. Hier lijkt het cluster Kanaaldok-Zuid laag te scoren (21%) en de Schelde-Rijnverbinding hoog (31%). Op locatie 11 van het cluster Kanaaldok-Noord en locatie 4 van de linkeroever is deze erg laag (11-12%) en op locaties 6 (Albertdok) en 15 (waterlijn Schelde-Rijnverbinding) met respectievelijk 41 en 42% erg hoog. Vooral soorten als *Catacombas obtusa* en *Fragilaria fasciculata* komen nogal eens voor als dominante soort (3 tot 5 maal). De verschillen in diversiteit tussen de clusters zijn echter niet significant.

Tabel 6. Cluster-gemiddelden van diversiteit, ecologische indicatiegetallen en procentuele hoeveelheden van groeivormen. Grijs gedrukte getallen zijn gebaseerd op minder dan 35% van het aantal getelde exemplaren. Significante overall-verschillen tussen clusters zijn aangegeven met * ($p < 0,05$) of ** ($p < 0,01$). Significante ($p < 0,01$) paarsgewijze verschillen tussen groepen zijn onderstreept.

parameter	Gemiddelden clusters					
	Totaal	KN	KZ	SR	AA	LO
<i>Diversiteit</i>						
aantal soorten in telling	28	28	29	26	31	27
dominantiepercentage	24	24	21	31	28	21
<i>Gemiddelde ecologische indicatiegetallen</i>						
zuurgraad (R)	4.3	4.3	4.3	4.5	4.2	4.3
** zoutgehalte (H)	3.8	4.0	3.9	4.0	3.2	3.7
organisch gebonden stikstof (N)	2.1	2.1	2.1	1.9	2.1	2.2
* zuurstofgehalte (O)	2.8	3.0	2.5	2.3	2.7	3.0
** saprobie (S)	2.7	2.9	2.6	2.5	2.5	2.9
trofie (T)	5.0	4.9	5.0	4.9	4.9	5.1
vocht (M)	2.2	2.2	2.2	2.0	1.9	2.3
<i>Groeivorm (procentuele hoeveelheid)</i>						
* in geleibuisen (b)	8	17	12	1	1	1
** op geleistelen (s)	11	<u>3</u>	15	<u>22</u>	10	11
* met geleikussens (k)	9	7	10	28	2	6
vast (v)	61	64	54	36	71	68
alles vast (= b+s+k+v)	89	92	91	87	84	87
* los	8	<u>5</u>	7	<u>10</u>	13	10
* onbekend	11	3	15	22	10	11

Gemiddeld zijn de ecologische indicatiegetallen karakteristiek voor een alkalisch, voedselrijk, brak milieu, met soorten die bestand zijn tegen niet al te sterke verontreiniging met organisch, afbreekbaar materiaal en die matige zuurstofonderverzadiging kunnen verdragen. Verreweg de meest soorten zijn echt gebonden aan water en komen niet of nauwelijks op vochtige en natte plekken buiten het water voor.

Significante verschillen zijn er bij de zout-, zuurstof- en saprobie-indicatiegetallen. Hierbij vallen de relatief lage zoutindicatiegetallen van de Albert- en Amerikadokken op, wat goed klopt met de gemeten zoutgehalten. De indicatiegetallen voor zuurstof zijn weliswaar voor veel van de gevonden diatomeeën niet bekend, maar toch blijken deze gemiddeld het laagst te zijn (wijzend op hoge zuurstofgehalten) in de Schelde-Rijnverbinding, wat goed klopt met de intensieve aeratie door de scheepvaart (Figuur 15). De saprobiegetallen zijn voor meer soorten bekend dan de zuurstofgetallen. Die in de Schelde-Rijnverbinding en Albert- en Amerikadokken zijn het laagst (minst belast) en in de clusters Kanaaldok-Noord en Linkeroever het hoogst (meest belast).

De vochtindicatiegetallen van de monsters van de vijf locaties waar zowel monsters op de waterlijn en van 20 cm daaronder zijn genomen bedragen gemiddeld 2,3 op de waterlijn en 1,9 op 20 cm daaronder. De verschillen zijn getoetst met een t-test voor gepaarde monsters, met de nulhypothese dat de indicatiegetallen aan de oppervlakte het laagst zijn. Zoals te verwachten valt is deze nulhypothese onjuist ($p = 0,03$).

De meeste groeivormen vertonen significante overall-verschillen tussen de clusters. De soorten die in geleibuizen leven, zijn het meest algemeen in de Kanaaldokclusters. De soorten op geleistelen en met geleikussens zijn veel te vinden in de Schelde-Rijnverbinding. De stevige geleiverbindingen met de ondergrond voorkomen dat de cellen van de diatomeeën hier door de sterke turbulentie worden weggesleurd. In kleinere, luwere dokken, zoals het Albert- en Amerikadok krijgen andere soorten een grotere kans om tot wasdom te komen.

Samenvatting van de huidige toestand van het fyto benthos

In mei 2008 zijn op 15 locaties monsters (stalen) genomen van het plantaardig aangroei (fyto benthos) van de Antwerpse dokken en de Schelde-Rijnverbinding. Nabij de waterlijn was er meestal een zone van met het blote oog zichtbare groenwieren, op enkele centimeters diepte meestal overgaand in een bruine, glibberige laag, met o.a. microscopische algen.

Op alle locaties zijn stalen verzameld op ca 20 cm diepte en op vijf locaties ook van de waterlijn. Van de 22 stalen zijn er 17 van verticale, betonnen muren en vijf van grotere of kleinere stenen op minder steil hellende oevers. In preparaten van elk van de stalen werden 200 schaalpjes van kiezelwieren geteld, behorend tot 121 soorten. Hiervan zijn er 24 kenmerkend voor zoet en 84 voor zwak tot sterk brak water.

De flora is typerend voor estuaria langs de NW-Europese kusten. De meeste van de algemene voorkomende soorten zijn bestand tegen de grote schommelingen in het chloridegehalte en diverse soorten zijn ook gevonden in wateren die zijn vervuild met industrieel afvalwater. Ze indiceren voorts alkalisch, voedselrijk water, dat niet al te sterk is verontreinigd met organisch, afbreekbaar materiaal en waarin geen sterke zuurstofonderverzadiging voorkomt. *Catagompha obtusa*, die ruim 9% van het aantal getelde exemplaren uitmaakt, is de algemeenste soort en komt in alle monsters voor.

De monsters kunnen op grond van de soortensamenstelling worden verdeeld in vijf clusters: 'Linkeroever' (locaties 1-4), 'Amerika- en Albertdok' (5-6), 'Kanaaldok-Zuid' (7-10), 'Kanaaldok-Noord' (11-14) en 'Schelde-Rijnverbinding' (15). *Nitzschia filiformis* (var. *conferta*) is de tweede soort uit het gebied (8% van het totaal) en vormt kolonies in geleibuizen, vooral in de Kanaaldokclusters. In de Schelde-Rijnverbinding komen soorten die met geleistelen aan de ondergrond zijn vastgehecht, significant meer voor dan in de overige clusters. Ze worden niet gemakkelijk wegge-

sleurd in het water, dat hier door de drukke scheepvaart vaak zeer turbulent is. In de kleinere (luwere) dokken, zoals het Albertdok en het Amerikadok, komen de minder goed vastgehechte soorten weer meer voor.

De verschillen gehalten aan voedingsstoffen en zouten (chloride) zijn de belangrijkste oorzaak voor de verschillen in de diatomeeën-samenstelling van de dokken. De bemonsteringsdiepte heeft wel een significante invloed op de soortensamenstelling, maar deze is niet groot in vergelijking met de variatie tussen de locaties. Soorten die kenmerkend zijn voor wisselende waterstand komen maar weinig voor, het meest nog op een flauw hellende oever in het Verrebroekdok. Er kan geen significant verschil worden aangetoond tussen de kiezelwierenbegroeiingen van oevers met een verschillende ligging ten opzichte van de windrichtingen.

Effecten van mogelijke maatregelen op het fyto-benthos

De op grond van het voorafgaande ingeschatte effecten van maatregelen zijn vermeld in Tabel 7⁴.

Tabel 7. Geschatte effecten van het maatregelenpakket MEP op het fyto-benthos.

Maatregelen	Effecten op fyto-benthos
<i>Morfologische condities</i>	
Aanbrengen verbeterd hard substraat	niet of nauwelijks positief
Aanbrengen zandlaag op talud	licht positief
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	licht positief
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	licht positief
Aanleg plasbermen / vooroevers	misschien positief
Aanleg achterplas	waarschijnlijk positief
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>	
Verjagen vissen voor start baggeren	geen
Vermijden van resuspensie sediment	misschien positief
Aanpassingen planning baggeren	geen
<i>Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm</i>	
Vispassage aanleggen*	geen
Visvriendelijk sluisbeheer*	geen
Aanleg paaiplaatsen	geen
Creëren rustzones voor vissen	geen
Vermijden inzuig vis bij ontrekkingen	geen
Regulering en handhaving recreatief hengelen	geen
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	geen
Bestrijding invasieve soorten	geen
Aanleg fauna uitbreidplaatsen	geen

Wezenlijke verlaging van het zoutgehalte en wezenlijke verhoging van de concentratie van voedingsstoffen, alsmede contaminatie met toxische stoffen, zullen negatieve consequenties hebben voor de kwaliteit van het fyto-benthos.

⁴ In de huidige situatie weet zich al een groot aantal diatomeesoorten uit brakke wateren te handhaven, voornamelijk door de verschillen in zoutgehalte en de concentraties van voedingsstoffen. Er zijn echter nog betrekkelijk weinig soorten die kenmerkend zijn voor de wisselende waterstanden en soorten die zich hechten aan kleine deeltjes als zandkorrels (zoals dat bijvoorbeeld in estuaria het geval is). Locatie 1, een afgelegen soort grofkorrelig strandje met flauw talud in het Verrebroekdok, komt nog het meest in deze richting. Het aanbrengen van meer differentiatie in de oevers, door het aanleggen van flauwer hellende taluds en fijnkorrelige substraten (grind, zand) zou een positieve invloed hebben op de diversiteit van het fyto-benthos, maar deze maatregelen zijn niet realistisch.

Voorstel MEP fytobenthos

De huidige situatie is het vertrekpunt voor het bepalen van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP). Indien deze al voldoet aan de GET (Goede Ecologische Toestand) voor de meest gelijkende natuurlijke wateren worden de GET-waarden overgenomen.

Voor de natuurlijke, zwak brakke wateren van Vlaanderen bestaat nog geen maatlat voor het fytobenthos. Daarom zijn de scores berekend van de fytobenthosmonsters uit de Antwerpse dokken op de Nederlandse **concept**-maatlat voor het type M30 (zwak brakke wateren, Cl 0,3 – 3 g/l). De details van deze maatlat zijn vermeld in Bijlage 7.

De resultaten van de berekeningen zijn vermeld in Tabel 7. De meeste aparte locaties scoren voldoende op deze maatlaten. De scores voor het waterlichaam zijn goed, zodat de GET-waarden overgenomen kunnen worden voor het MEP en het GEP.

De maatlatgrenzen voor de Antwerpse dokken zijn vermeld in Tabel 8.

Tabel 8. Scores van positieve en negatieve indicatorsoorten op de concept-maatlaten van het Nederlandse type M30 (zwak brakke wateren). De indicatorsoorten zijn aangegeven in Bijlage 3.

Locatie	Diepte	Hoeveelheid (%)		Score			Klasse
		Neg	Pos	Neg	Pos	Gem	
1	0	2.5	20.5	1.00	0.41	0.70	goed
1	20	0.5	32.0	1.00	0.52	0.76	goed
2	20	2.5	34.0	1.00	0.54	0.77	goed
3	0	3.5	14.5	1.00	0.29	0.65	goed
3	20	31.0	12.0	0.53	0.24	0.38	ontoereikend
4	20	10.0	13.0	0.80	0.26	0.53	matig
5	20	3.5	24.0	1.00	0.44	0.72	goed
6	0	2.5	53.0	1.00	0.73	0.87	zeer goed
6	20	10.5	12.0	0.79	0.24	0.52	matig
7	20	3.0	8.0	1.00	0.16	0.58	matig
8	20	1.0	15.5	1.00	0.32	0.66	goed
9	0	3.5	30.0	1.00	0.50	0.75	goed
9	20	0.0	32.0	1.00	0.52	0.76	goed
10	20	1.5	21.5	1.00	0.42	0.71	goed
11	0	3.5	12.5	1.00	0.25	0.63	goed
11	20	1.0	19.0	1.00	0.38	0.69	goed
11bis	20	1.0	15.0	1.00	0.30	0.65	goed
12	20	0.0	11.0	1.00	0.22	0.61	goed
13	20	0.0	13.0	1.00	0.26	0.63	goed
14	20	1.0	10.5	1.00	0.21	0.61	goed
15	0	0.0	20.0	1.00	0.40	0.70	goed
15	20	1.0	6.5	1.00	0.13	0.57	matig
Gemiddelde							
Alle	0	2.6	25.1	1.00	0.43	0.71	goed
Alle	20	4.2	17.4	0.94	0.32	0.63	goed
Alle	0	3.8	19.5	0.96	0.35	0.66	goed

Tabel 9. Klassengrenzen van MEP en GEP voor het fyto-benthos van de Antwerpse dokken.

Klasse	Score
MEP= GEP	0.60-1.00
matig	0.40 - 0.60
ontoereikend	0.20 - 0.40
slecht	0.00 - 0.20

Literatuur

- Aczel, A.D & J. Sounderpandian (2002): Complete business statistics, 5th ed. Irwin Professional Publishing. 819p.
- Brockmann, C. (1950): Die Watt-Diatomeen der schleswig-holsteinischen Westküste. Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft 478: 1-26.
- Denys, L. (2008): Assessment of phyto-benthos for the Water Framework Directive (WFD) in Flanders, Belgium – descriptive summary of the proposed methodology. Research Institute for Nature and Forest, Brussels. 3p.
- Fjerdningstad, E.(1965): Taxonomy and saprobic valency of benthic phytomicro-organisms. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 50: 475-604.
- Hendrickx, A. & L. Denys (2005): Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water - Partim "fyto-benthos". Rapport IN.R. 2005.06. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 107p. + bijl.
- Hustedt, F. (1957): Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen 34: 181-440.
- Hustedt, F. (1927-1966): Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz 7. Akademische Verlagsgesellschaft / Geest & Portig, Leipzig.
- Hustedt, F. (1959): Die Diatomeenflora der Unterweser von der Lesummündung bis Bremerhaven mit Berücksichtigung des Unterlaufs der Hunte und Geeste. Veröffentlichungen Institut für Meeresforschung Bremerhaven 6: 13-175.
- Johnson, L.M., K.D. Hoagland, M.R. Gretz (1995): Effects of bromide and iodide on stalk secretion in the biofouling diatom *Achnanthes longipes* (Bacillariophyceae). Journal of Phycology 31: 401-412.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1986-1991): Bacillariophyceae. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1-4. Fischer, Stuttgart.
- Kützing, F.T. (1844): Die kieselschaligen Bacillarien oder Diatomeen. Kühne, Nordhausen. 152p.
- Kuylenstierna, M. (1990): Benthic algal vegetation in the Nordre Älv estuary (Swedish West Coast). Dissertation. Department of Marine Botany, University of Göteborg, Göteborg. 254p. + ann.
- Lange-Bertalot, H. (1993): 85 neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa.. Cramer, Berlin. 454p.
- Pot, R. (red.) (2005): Default-MEP/GEP's voor sterk veranderde en kunstmatige wateren. www.stowa.nl. 171p.
- Simonsen, R. (1962): Untersuchungen zur Systematik und Ökologie der Bodendiatomeen der westlichen Ostsee. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, systematische Beihefte 1: 7-144 + Beil.
- Tent, L. (1981): Der Aufwuchs im Hamburger Hafen, Struktur einer Biocoenose in einem Belastungszentrum des Elbe-Aestuars. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 61: 1-58.
- ter Braak, C.J.F. & P. Šmilauer (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Biometris, Wageningen and České Budějovice. 500p.
- van Dam, H. (1982): On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. Nova Hedwigia, Beihefte 73: 97-115
- van Dam, H. (2002): Ecologische beoordeling van brakke binnenwateren. Rapport 2002-01. STOWA, Utrecht. 103p.
- van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28: 117-133.
- van den Berg, M. (red.) (2004): Achtergronddocument referenties en maatlatten waterflora. Expertteam macrofyten en fyto-plankton. STOWA, Utrecht / RIZA, Lelystad. 116p.
- van der Molen, D.T. (2004) Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water. Rapport 2004/42. STOWA, Utrecht. 450p.

van der Molen, D.T. & R. Pot (2006): Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water (update april 2006). STOWA-rapport 2004/42a. STOWA, Utrecht. 262p.

Van Heurck, H. (1880-1885): Synopsis des diatomées de Belgique. Antwerpen. 235p + 132t.

Bijlage I. Determinatieliteratuur diatomeeën

- Håkansson, H., S. Hajdu, P. Snoeijis & L. Loginova (1993): *Cyclotella hakanssoniae* Wendker and its relationship to *C. caspia* Grunow and other similar brackish water *Cyclotella* species. *Diatom Research* 8: 333-347.
- Håkansson, H. (2002): A compilation and evaluation of species in the general *Stephanodiscus*, *Cyclostephanos* and *Cyclotella* with a new genus in the family Stephanodiscaceae. *Diatom Research* 17: 1-139.
- Harris, A.S.D., L.K. Medlin, J. Lewis & J. Jones (1995): *Thalassiosira* species (Bacillariophyceae) from a Scottish sea-loch. *European Journal of Phycology* 30: 117-131.
- Hasle, G.R. & C.B. Lange (1989) Freshwater and brackish water *Thalassiosira* (Bacillariophyceae): taxa with tangentially undulated valves. *Phycologia* 28: 120-135.
- Hasle, G.R. (1978): Some freshwater and brackish water species of the diatom genus *Thalassiosira* Cleve. *Phycologia* 17: 263-292.
- Johansen J. R. & G.A. Fryxell (1985): The genus *Thalassiosira* (Bacillariophyceae): studies on species occurring south of the Antarctic Convergence Zone. *Phycologia* 24:155-179.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot (1986-1991): Bacillariophyceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1-4. Fischer, Stuttgart.
- Lange-Bertalot, H. (1993): 85 neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa. Vol. 2//1-4. Cramer, Berlin. 454p.
- Lange-Bertalot, H. S.I. Genkal (1999): Diatomeen aus Siberien I. Inseln im Arktischen Ozean (Yugorsky-Shar Strait). *Iconographia Diatomologica* 6: 1-271.
- Lange-Bertalot, H. (2001): *Navicula* sensu stricto, 10 genera separated from *Navicula* sensu stricto, *Frustulia*. *Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*. 2. Gantner, Ruggell. 526p.
- Metzeltin, D. & A. Witkowski (1996): Diatomeen der Bären-Insel. Süßwasser- und marine Arten. *Iconographia Diatomologica* 4: 1-232.
- Muylaert, K. & K. Sabbe (1996) The diatom genus *Thalassiosira* (Bacillariophyta) in the Estuaries of the Schelde (Belgium/ The Netherlands) and the Elbe (Germany). *Botanica Marina* 39: 103-115.
- Nagumo, T. (2003): Taxonomic studies of the subgenus *Amphora* Cleve of the genus *Amphora* (Bacillariophyceae) in Japan. *Bibliotheca Diatomologica* Band 49. Cramer, Berlin. 265p.
- Sabbe, K. & W. Vijverman (1995): Taxonomy, morphology and ecology of some widespread representatives of the diatom genus *Opephora*. *European Journal of Phycology* 30: 235-249.
- Sabbe, K. (1997): Systematics and ecology of intertidal benthic diatoms of the Westerschelde estuary (The Netherlands). Proefschrift, Part 1. Universiteit Gent. 347p.
- Schoeman F.R. & R.E.M. Archibald (1976): The diatom flora of Southern Africa.
- Snoeijis, P.J.M. (1993-1996:) Intercalibration and distribution of diatom species in the Baltic Sea. *The Baltic Marine Biologists Publ.* 16a-d. Opulus Press Uppsala.
- Snoeijis, P.J.M., G. Hällfors & E. Leskinen (1991) Taxonomy and ecology of *Catacombas obtusa* comb. nov. *Diatom Research* 6: 155-164.
- Sterrenburg, F.A.S. (1994): Studies on the genera *Gyrosigma* and *Pleurosigma* (Bacillariophyceae). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 145: 217-236.
- Wendker, S. (1991) *Cyclotella hakanssoniae* sp. nov. (Bacillariophyceae) eine kleine *Cyclotella*-art aus dem Schlei-Ästuar (BRD). *Nova Hedwigia* 52: 359-363.
- Werff, A. van der & H. Huls (1957-1974) Diatomeeënflora van Nederland. Sprey, Abcoude. Losbladig in 10 afleveringen.
- Witkowski, A. (1993): *Cocconeis hauniensis* sp. nov., a new epipsammic diatom from Puck Bay (Southern Baltic Sea), Poland. *Nordic Journal of Botany* 13: 467-471.
- Witkowski, A., H. Lange-Bertalot & M. Witak (1995) Diatom taxa of unusual structure belonging to the genus *Fragilaria*. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 40: 729-741.
- Witkowski, A., H. Lange-Bertalot & D. Metzeltin (2000) Diatom Flora of Marine Coasts 1. *Iconographia Diatomologica* Vol. 7, 925 pp.

Bijlage 2. Indeling ecologische indicatiewaarden diatomeeën

R pH	1	acidobiont	optimaal bij pH < 5,5	
	2	acidofiel	voornamelijk bij pH < 7	
	3	circumneutraal	voornamelijk bij pH ~ 7	
	4	alkaliefiel	voornamelijk bij pH > 7	
	5	alkalibiont	uitsluitend bij pH > 7	
	6	indifferent	geen duidelijk pH-optimum	

H Zoutgehalte		Cl ⁻ (mg/l)	Saliniteit (‰)	
	1	zoet	< 100	< 0,2
	2	zoet-brak	< 500	< 0,9
	3	brak-zoet	500 - 1000	0,9 - 1,8
	4	brak	1000 – 5000	1,8 – 9,0
	5	brak-marien	5000 – 10000	9,0 – 18,0
	6	marien-brak	10000 - 17000	18,0 – 30,0
	7	marien	> 17000	> 30,0

N Stikstofopname	1	stikstofautotrofe soorten, tolerant voor zeer geringe concentraties organisch gebonden stikstof		
	2	stikstofautotrofe soorten, tolerant voor hogere concentraties organisch gebonden stikstof		
	3	facultatief stikstofheterotrofe soorten, hebben periodiek hogere concentraties organisch gebonden stikstof nodig		
	4	obligaat stikstofheterotrofe soorten, hebben voortdurend hogere concentraties organisch gebonden stikstof nodig		

O Zuurstofbehoefte	1	voortdurend hoog (ca 100% verzadiging)		
	2	vrij hoog (boven 75% verzadiging)		
	3	matig (boven 50% verzadiging)		
	4	laag (boven 30% verzadiging)		
	5	zeer laag (ca 10% verzadiging)		

S Saprobie		waterkwali teitsklasse	O ₂ -verzadi- ging (%)	BOD ₅ ²⁰ (mg/l)	
	1	oligosaproob	I, I-II	> 85	< 2
	2	β-mesosaproob	II	70- 85	2 – 4
	3	α-mesosaproob	III	25 - 70	4 -13
	4	α-meso-/ polysaproob	III-IV	10 - 25	13- 22
	5	polysaproob	IV	< 10	> 22

T Trofie	1	Oligotrafent		
	2	oligo-mesotrafent		
	3	Mesotrafent		
	4	meso-eutrafent		
	5	Eutrafent		
	6	Hypereutrafent		
	7	Indifferent		

M Vocht	1	nooit of slechts zeer zelden buiten het water voorkomend		
	2	voornamelijk in het water, maar soms ook op vochtige plaatsen voorkomend		
	3	voornamelijk in het water, maar regelmatig ook op natte en vochtige plaatsen voorkomend		
	4	voornamelijk op natte en vochtige of tijdelijk droogvallende plaatsen voorkomend		
	5	bijna uitsluitend buiten het water voorkomend		

Aangepast naar Van Dam e.a. (1994)

Aangepast naar Van Dam e.a. (1994)

Bijlage 3. Analyseresultaten diatomeeën

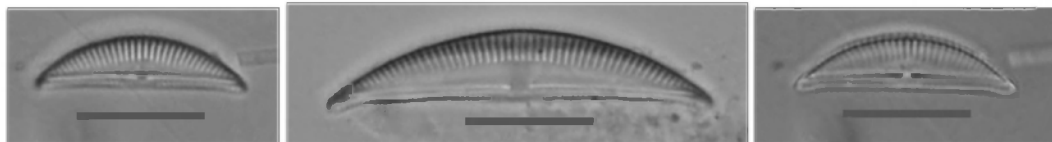
Voor de verklaring van de ecologische indicatiegetallen: zie Bijlage 2. De groeivormen worden verklaard in de tekst. M30: Positieve en Negatieve indicatoren voor het type zwak brakke wateren (Van der Molen 2004). N = aantal monsters, GPH = gemiddelde procentuele hoeveelheid in alle monsters. In de kolommen van de monsters zijn de waargenomen aantallen vermeld. 0 = buiten de telling van 200 exemplaren. – = niet aangetroffen. Soorten waarvan een afkorting is vermeld zijn de meest algemene soorten (gezamenlijke hoeveelheid 95%) en zijn gebruikt voor de ordinatie.

								Locatie		01	01	02	03	03	04	05	06	06	07	08	09	09	10	11	11	11b	12	13	14	15	15								
								Diepte (cm)		0	20	20	0	20	20	20	0	20	20	20	0	20	20	0	20	0	20	20	20	20	0	20							
								Lab.nr (3528..)		28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48									
Ecol. indicatie		getallen		Groe-i	M	(Oude) naam		Nieuwe naam / opmerking		N	GPH	Afkorting																											
R	H	N	O	S	T	M	vorm	30																															
5	4	1	-	5	3	3	v		Achnanthes delicatula	Planothidium delicatulum	4	0.3	-	-	-	-	1	-	-	-	1	0	-	-	-	-	-	-	-	9	-	ACHNDEL							
5	2	-	-	-	1	-	v		Achn. del. ssp. hauckiana	Planothidium hauckianum	3	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	16	2	-	-	-	-	-	-	ACHNDEHA						
-	4	-	-	-	-	-	v		Achnanthes punctulata	Psammothidium punctulatum	3	0.1	-	0	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
4	4	-	-	-	-	2	v		Amphipleura rutilans	Berkeleya rutilans	8	1.8	-	-	-	-	2	-	-	0	-	-	-	-	24	13	1	5	19	17	-	-	AMPLRUTI						
-	4	-	-	-	-	-	s		Amphora australiensis		14	2.6	-	-	-	-	6	2	3	-	18	14	8	0	3	2	-	-	2	4	-	5	5	42	AMRAAUST				
4	2	2	3	3	5	3	s		Amphora coffeaeformis		1	0.0	-	-	f	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
4	2	2	2	2	5	1	s		Amphora copulata		3	0.1	2	0	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
-	6	-	-	-	-	-	v		Amphora graeffeana		5	0.2	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	3	-	-	-	-	-	-	0	-	1	-	-					
4	2	2	2	2	5	3	P		Amphora pediculus		2	0.1	3	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
-	4	-	-	-	-	-	s		Amphora pseudoholsatica		10	0.6	8	0	3	5	3	1	-	-	-	1	-	-	-	-	3	1	-	-	1	-	-	-	AMPAPSHO				
-	4	-	-	-	-	-	s		Amphora strigosa		2	0.1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-					
-	-	-	-	-	-	-	o		Astartiella spec. 10.111	Olifantiella	3	0.3	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	ASTISPEC				
4	2	2	2	2	4	1	i		Asterionella formosa		2	0.0	-	-	-	-	0	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
5	4	2	4	3	5	3	v		Bacillaria paxillifer		14	0.8	2	0	1	0	1	-	-	1	6	3	-	3	-	-	-	5	6	1	6	0	-	-	BALAPAXI				
4	4	4	-	-	-	2	v		Berkeleya	Berkeleya spec. 10.116	18	3.1	8	0	5	8	-	5	-	13	11	2	2	5	7	1	22	12	24	3	5	3	-	-	BERKSPEC				
4	5	-	-	-	-	-	o		Biremis lucens		1	0.0	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
-	4	-	-	-	-	-	v		Brebissonia boeckii	Brebissonia lanceolata	3	0.4	-	3	-	-	-	11	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BREBBOEC				
-	6	-	-	-	-	-	o		Brockmanniella brockmannii		1	0.0	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
-	5	-	-	-	-	-	v		Catombas obtusa	Tabularia tabulata	22	9.1	3	38	7	14	19	15	1	22	25	13	48	42	26	66	1	3	11	5	12	1	7	20	-	CATAOBTU			
5	5	-	-	-	-	1	o		Catenula adhaerens		2	0.0	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
-	5	-	-	-	-	-	o		Cocconeis hauniensis		4	0.5	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	3	-	-	-	2	-	CCNEHAUN				
4	3	2	2	2	5	1	v		Cocconeis pediculus		3	1.6	-	-	-	-	-	32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	32	-	CCNEPEDI					
4	2	2	3	2	5	2	k	P		Cocconeis placentula c.s.		1	0.0	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
-	4	-	-	-	-	-	i		Cyclostephanos tholiformis		4	0.2	-	-	-	-	2	-	2	4	-	-	-	f	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
4	3	2	2	3	5	1	i		Cyclotella atomus		7	0.2	1	-	-	-	1	1	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-				
3	-	-	-	-	4	-	i		Cyclotella glomerata		1	0.0	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
4	3	:	:	4	5	2	i		Cyclotella meneghiniana		1	0.0	-	-	f	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
-	5	-	-	-	-	-	i		Cyclotella scaldensis		3	0.1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	f	-	-	-	-	-	-	f	-	-	-	-	-			
4	4	-	-	-	-	2	i		Cyclotella striata		3	0.1	-	-	-	-	0	-	-	0	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
5	5	-	-	-	-	1	v	P		Cymatosira belgica		6	0.2	-	-	-	-	3	-	-	2	1	-	-	-	-	1	-	1	-	2	-	-	-	-	CYSIBELG			
-	2	-	-	2	5	-	s		Cymbella compacta		2	0.0	-	-	-	-	1	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
-	5	-	-	-	-	-	o		Delphineis minutissima		10	0.4	-	-	-	-	9	0	-	4	2	-	1	-	1	-	0	1	0	-	0	-	-	-	-				
5	6	-	-	-	-	1	b	P		Delphineis surellae		1	0.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	f	-	-	-	-	-				
-	-	-	-	-	-	-	o		Denticula	Denticula spec. 10.116	1	0.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
5	4	-	-	-	5	-	v		Diatoma moniliformis		15	5.6	2	23	15	9	15	-	-	-	31	9	15	-	-	7	13	33	52	2	-	5	16	-	-	DIATMONI			
-	3	-	-	-	-	-	v		Diatoma moniliformis ssp. ovalis		5	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1	-	2	1	-	-	-	-	1	-	-			
4	3	2	3	3	5	1	v	N		Diatoma problematica		1	0.0	-	-	-	-	f	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
5	2	2	2	2	4	1	v		Diatoma vulgaris		4	1.6	-	-	-	-	-	61	-	1	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	DIATVULG			
-	6	-	-	-	-	-	o		Dimeregramma acutum		1	0.0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
4	4	1	-	-	5	3	v	N		Diploneis pseudovalis		4	0.1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-			
3	3	-	-	1	-	-	v		Entomoneis paludosa var. subsalina		6	0.2	1	-	-	-	1	-	1	5	-	-	-	-	-	-	f	-	-	f	-	-	-	-	-	ENTOPALU			
-	-	-	-	-	-	-	o		Fallacia	Fallacia spec. 10.110	1	0.0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
-	4	-	-	-	-	-	v		Fallacia clepsidroides		6	0.3	-	0	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	5	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	FALLCLEP		
4	4	1	-	-	5	4	o		Fragilaria atomus		2	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10	-	-	FRLAATOM			
3	2	-	-	2	-	-	v		Fragilaria capucina var. rumpens		1	0.0	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
4	2	2	3	3	5	3	v	P		Fragilaria capucina var. vaucheriae		1	0.0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
4	4	2	3	3	5	3	v		Fragilaria fasciculata	Tabularia fasciculata	15	5.2	32	35	15	40	30	22	-	-	5	1	-	8	4	-	-	6	7	19	2	1	-	-	-	FRLAFASC			
5	5	-	-	-	-	1	o		Fragilaria guenter-grassii	Opephora guenter-grassii	1	0.0	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
4	4	2	3	3	5	3	v		Fragilaria pulchella	Ctenophora pulchella	9	0.3	3	5	-	-	-	-	-	0	1	0	-	0	-	1	-	-	-	-	3	1	-	-	-	FRLAPULC			
4	4	2	1	2	4	1	o		Fragilaria sopotensis		3	0.2	-	-	-	-	-	2	-	7	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	FRLASOPO		
4	2	2	3	4	7	2	v	P		Fragilaria ulna	Ulnaria ulna	2	0.1	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
5	2	2	2	2	5	1	s	P		Gomphonema olivaceum		12	2.4	6	48	12	4	12	1	1	4	3	-	5	3	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	GONECOLUM		
4	3	1	1	2	5	-	v		Gyrosigma sciotoense		8	0.7	-	-	-	-	2	2	-	6	15	3	-	0	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	GYISISICIO		
4	4	1	-	2	5	3	k		Melosira lineata		1	0.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-			
5	5	-	-	-	-	2	k		Melosira moniliformis		21	7.0	2	0	1	40	12	12	-	2	1	19	31	6	5	1	2	18	11	33	2	2	83	25	-	-	MELOMONI		
-	5	-	-	-	-	1	k		Melosira nummuloides		10	1.1	3	-	-	6	-	1	-	-	-	-	8	16	-	1	4	2	3	-	4	-	-	-	-	-	MELONUMM		
4	2	:	:	5	5	2																																	

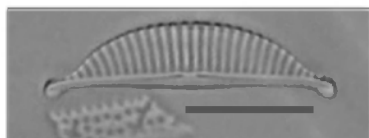
[illegible]

Bijlage 4. Lichtmicroscopische foto's van enkele diatomeesoorten

De schaalstreep geeft steeds een lengte van 0,01 mm aan.



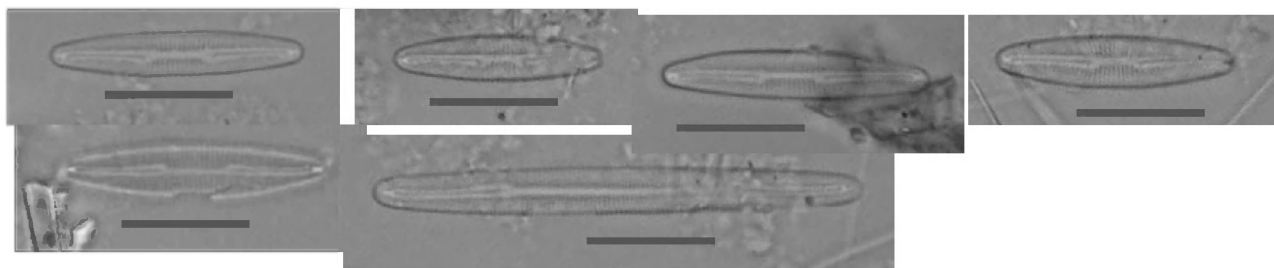
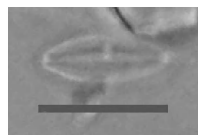
Amphora australiensis



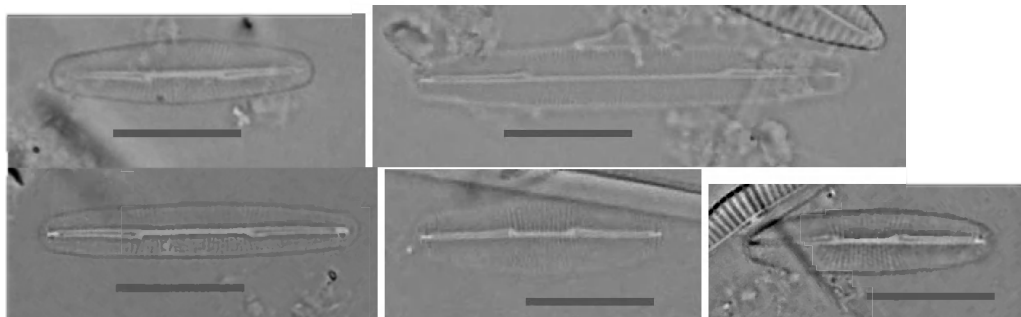
A. pseudoholsatica



Olifantiella? spec. 10111

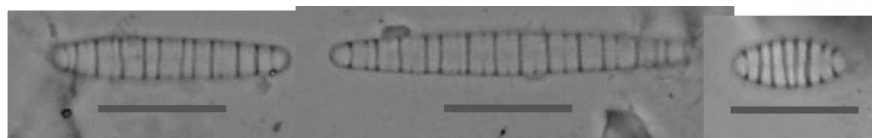


Berkeleya rutilans, volgens Krammer & Lange-Bertalot

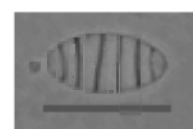


B. rutilans? (spec. 10116), volgens Witkowski

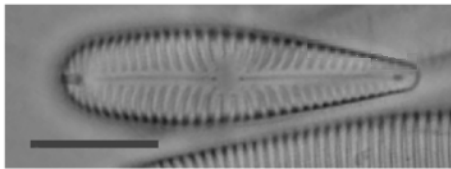
Het is onduidelijk of dit één of twee soorten zijn. Gezien de uiterlijke kenmerken zijn het er waarschijnlijk twee. Opvallend is dat bij de stomp afgeronde schaaltes op ongeveer tweederde van de uiteinden de striae niet zichtbaar zijn, maar wel weer bij het laatste stukje van het uiteinde. (op de laatste foto enigszins zichtbaar)



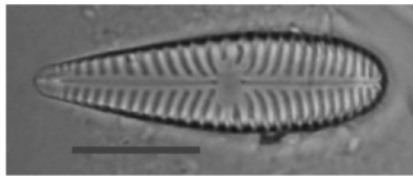
Diatoma moniliformis



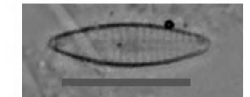
D. moniliformis var. *ovalis*



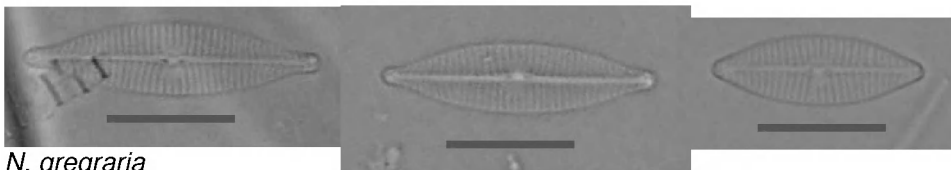
Gomphonema olivaceum



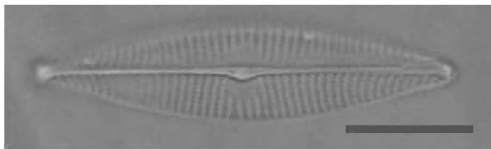
Gyrosigma sciotoense



Navicula brunellii

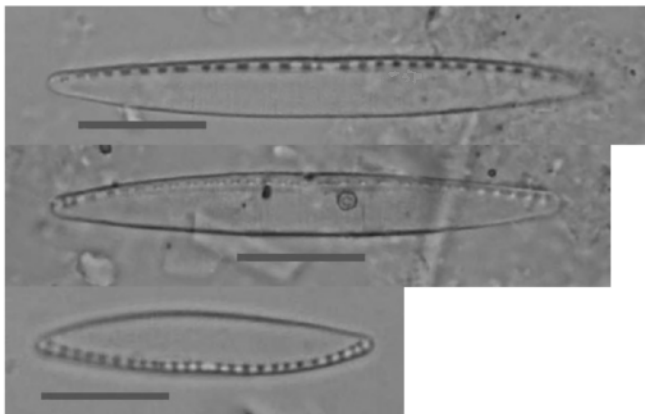


N. gregaria

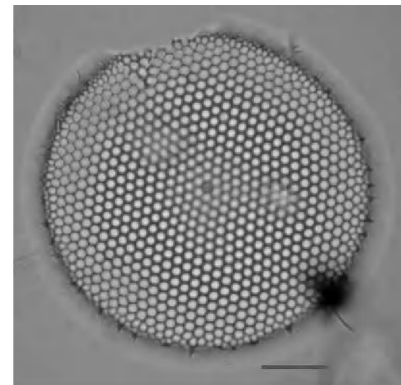


N. supergregaria

Aangezien er tussen *N. gregaria* en *N. supergregaria* overgangsvormen zijn, zijn ze hier bij elkaar gevoegd



Nitzschia filiformis var. *conferta*



Thalassiosira eccentrica



T. pseudonana

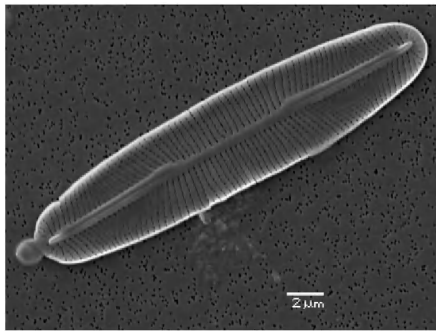


T. profunda

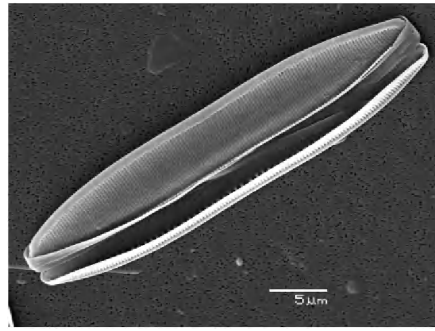


T. proschkinae

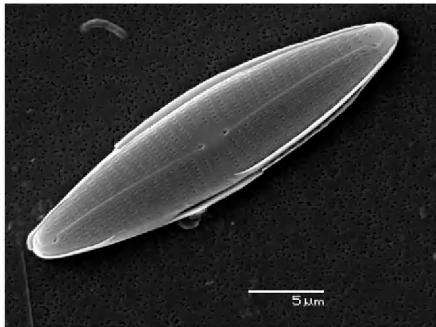
Bijlage 5. Elektronenmicroscopische foto's van enkele diatomeesoorten



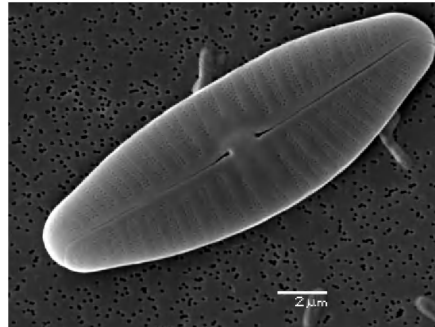
Berkeleya spec.



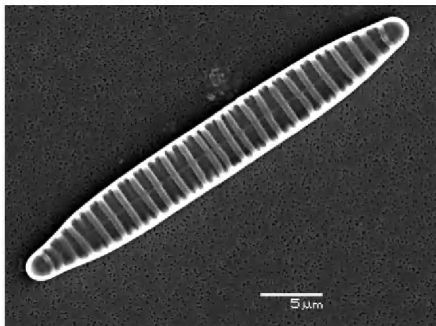
Nitzschia thermaloides



Navicula recens



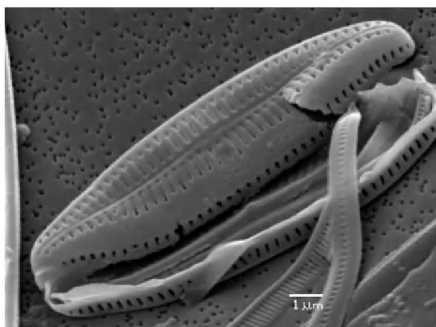
Planothidium delicatulum



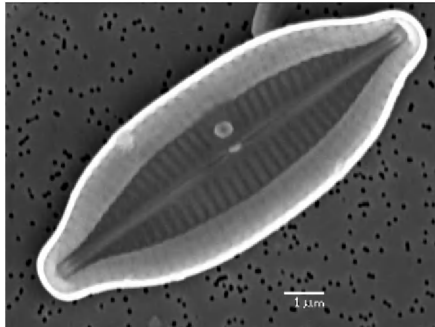
Diatoma moniliformis



Bacillaria paxillifer



Olifantiella?



Olifantiella?

Bijlage 7. Correlaties ordinatiescores met fysische en chemische variabelen

Product-moment-correlatiecoëfficiënten $\times 100$.

Significantieniveau's: **vet**: $p < 0,001$, onderstreept: $p < 0,01$, *cursief*: $p < 0,05$, grijs: niet significant.

		As 1	As 2	As 3	As 4	Tem	pH	ZS	O2	ZVP	BZV	CZV	NH4-N	kN	NO2-N	NO3-N	tN	tP	PO4-P	EGV	Cl-g	Cl-l	Cl-h	SO4	Zn	Tetra
Te	Temperatuur	-25	-53	-13	34																					
pH	Zuurgraad pH	1	0	-4	-53	-33																				
ZS	Zwevende stoffen	19	-43	-28	-13	-18	13																			
O2	Opgeloste zuurstof	85	-17	-24	38	-5	-15	30																		
ZVP	Zuurstofverzadiging	81	-25	-25	43	10	-23	28	99																	
BZV	Bloch. zuurstofverbr. BZV ₅ ²⁰	83	-21	-18	30	3	7	28	94	94																
CZV	Chemisch zuurstofverbruik	67	-33	-22	19	-23	1	65	85	82	83															
NH4-N	Ammoniumstikstof	-16	64	32	-18	-53	9	-47	-42	-50	-44	-46														
kN	Kjeldahl stikstof	65	-34	-6	43	42	-18	24	79	85	88	66	-56													
NO2-N	Nitrietstikstof	64	-20	-22	12	0	43	0	70	67	80	51	-18	57												
NO3-N	Nitraatstikstof	-31	-31	-41	-42	-38	77	35	-23	-30	-15	5	6	-42	19											
tN	Totaal N	32	58	-44	-1	1	57	53	52	50	67	64	-43	51	73	56										
tP	Totaal P	60	-45	-18	12	26	26	45	72	75	88	72	66	87	70	2	81									
PO4-P	Orthofosfaat-P	-51	-24	7	-21	69	11	-35	-55	-46	-45	66	-27	-20	-20	-1	-20	-13								
EGV	Geleidingsvermogen	-38	79	72	6	17	20	53	-2	0	-4	20	-42	-8	8	68	55	17	11							
Cl-g	Chloride (gemiddeld)	-46	86	60	23	70	4	16	-7	2	-1	-3	-54	16	13	32	43	25	49	80						
Cl-l	Chloride (minimum)	-35	75	-41	34	91	-14	1	-3	10	7	-9	-56	38	11	-4	29	34	58	51	91					
Cl-h	Chloride (maximum)	-55	79	70	7	33	24	31	-19	-15	-14	0	-37	-12	3	65	49	11	29	95	90	66				
SO4	Sulfaat	-38	89	65	23	67	5	22	2	11	8	6	58	22	19	34	51	33	43	83	99	89	90			
Zn	Zink (totaal)	58	-7	-4	-20	58	46	62	57	48	58	74	-21	26	50	44	66	55	-57	18	-24	-44	-5	-16		
Tetra	Tetrachloorkoolstof	-35	4	-18	-7	46	-5	58	-27	-20	-19	-46	-19	-7	-14	-21	-25	-11	58	-16	24	36	10	21	-57	
vCl	Vrij chloor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Bijlage 7. Gemiddelde ecologische indicatiewaarden, groeivormen- en zoutspectra diatomeeën

S = aantal soorten binnen de telling

D = dominantiepercentage

Legenda ecologische indicatiegetallen in Bijlage 2

Legenda groeivormen in tekst

Legenda afkortingen clusters in Figuur 4

Legenda monsters in Tabel 1

Vochtgetallen van monsters van dezelfde locatie, maar verschillende diepten, zijn onderstreept.

Significante overall-verschillen tussen clusters zijn aangegeven met * ($p < 0,05$) of ** ($p < 0,01$).

	Gemiddelden clusters						KN						KZ					SR		AA			LO					
	Totaal	KN	KZ	SR	AA	LO	11-0	11	11b	12	13	14	07	08	09	09	10	15-0	15	05	06-0	06	01-0	01	02	03-0	03	04
<i>Diversiteit</i>																												
S	28	28	29	26	31	27	26	27	35	29	20	30	37	37	24	32	17	26	25	31	24	38	33	22	26	18	18	43
D	24	24	21	31	28	21	24	12	17	26	34	30	16	24	21	14	33	42	21	31	41	13	16	24	21	20	31	11
<i>Gewogen gemiddelde ecologische indicatiegetallen</i>																												
R	4.3	4.3	4.3	4.5	4.2	4.3	4.1	4.4	4.6	4.7	4.1	4.1	4.6	4.4	4.3	4.1	4.0	4.6	4.4	4.4	4.1	4.2	4.2	4.5	4.3	4.4	4.3	4.2
H **	3.8	4.0	3.9	4.0	3.2	3.7	4.1	3.9	4.1	4.1	4.0	3.9	4.2	4.2	3.7	3.8	3.8	4.1	4.0	2.5	3.5	3.5	3.6	3.6	3.3	4.2	3.7	4.0
N	2.1	2.1	2.1	1.9	2.1	2.2	2.3	2.1	2.0	2.2	2.0	2.1	2.1	2.0	2.1	2.0	2.2	2.0	1.9	2.1	2.0	2.1	2.1	2.0	2.4	2.1	2.5	2.3
O *	2.8	3.0	2.5	2.3	2.7	3.0	3.3	2.6	3.3	3.0	2.7	3.1	2.5	2.5	2.5	2.8	2.4	2.4	2.1	2.2	3.4	2.4	3.1	2.6	3.0	3.2	3.0	2.9
S **	2.7	2.9	2.6	2.5	2.5	2.9	3.0	2.8	2.8	2.8	2.9	3.0	2.5	2.7	2.5	2.7	2.7	2.7	2.2	2.2	2.8	2.5	2.9	2.6	2.9	3.0	2.9	2.9
T	5.0	4.9	5.0	4.9	4.9	5.1	5.2	4.1	4.9	4.9	5.0	5.0	5.0	5.0	5.1	5.0	5.0	4.8	5.0	4.7	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.1	5.5	5.2
M	2.2	2.2	2.2	2.0	1.9	2.3	<u>2.0</u>	<u>2.1</u>	2.2	2.2	2.1	2.3	2.0	2.2	2.0	2.3	2.4	<u>2.1</u>	<u>1.9</u>	1.5	<u>2.5</u>	<u>1.7</u>	<u>2.6</u>	<u>2.1</u>	2.6	<u>2.4</u>	<u>1.8</u>	2.1
<i>Percentage schalen gebruikt voor berekening ecologische indicatiegetallen</i>																												
R	74	74	63	78	81	78	65	72	78	84	69	77	69	60	62	64	60	90	66	92	84	66	74	73	89	85	82	69
H	98	98	99	100	98	98	99	100	96	100	100	95	97	100	99	99	100	100	100	99	98	97	87	100	100	100	100	100
N	36	15	27	32	65	53	10	14	18	16	12	21	18	21	35	39	24	32	31	85	64	46	56	57	66	40	61	40
O	36	15	27	26	65	53	9	14	18	16	12	21	19	20	35	39	24	27	25	84	64	46	56	57	66	40	61	40
S	48	37	45	34	70	57	33	27	25	25	50	60	35	34	45	52	59	37	32	92	65	54	61	60	67	45	61	50
T	49	33	42	49	70	61	16	36	42	51	21	30	48	32	49	47	34	45	52	92	66	53	58	69	73	49	69	47
M	62	52	52	71	75	72	47	58	60	52	43	55	51	48	59	65	37	86	57	89	81	56	73	60	80	84	75	61
<i>Groeivorm (procentuele hoeveelheid)</i>																												
b *	8	17	12	1	1	1	24	9	1	5	34	31	12	9	7	9	25	1	1	2	1	2	0	2	0	0	0	7
s **	11	3	15	22	10	11	0	3	4	7	4	3	12	14	21	13	16	19	26	14	5	11	10	25	9	5	12	5
k *	9	7	10	28	2	6	2	11	7	18	1	3	14	16	7	11	1	43	14	5	1	1	3	0	1	23	6	7
v	61	64	54	36	71	68	67	70	75	66	55	53	41	54	58	62	57	28	44	68	85	60	75	73	88	69	50	56
av	89	92	91	87	84	87	92	93	86	96	94	90	79	92	93	94	99	90	85	88	92	73	88	100	97	97	67	75
l *	8	5	7	10	13	10	6	7	4	3	7	5	17	6	6	5	2	10	10	10	7	22	3	1	3	4	33	19
o **	11	3	15	22	10	11	0	3	4	7	4	3	12	14	21	13	16	19	26	14	5	11	10	25	9	5	12	5
<i>Aantal taxa H-groepen (zoutgetal)</i>																												
0	1.4	1.3	1.4	1.0	2.7	1.0	3	0	4	0	0	1	4	1	1	1	0	2	0	2	2	4	3	0	1	1	0	1
2	4.4	2.7	3.8	3.5	10.0	4.2	0	4	4	3	1	4	4	6	3	4	2	3	4	14	6	10	6	4	4	2	4	5
3	6.5	6.8	6.8	4.5	7.3	6.3	8	7	9	6	4	7	7	5	9	7	6	5	4	8	6	8	8	5	7	4	4	10
4	9.1	8.7	10.0	11.5	7.7	8.7	8	7	9	11	8	9	14	14	7	9	6	12	11	6	6	11	9	10	10	5	6	12
5	6.0	7.7	6.0	5.0	3.7	6.0	7	8	8	9	7	7	7	7	4	9	3	5	5	1	4	6	7	3	4	5	4	13
6	0.8	0.8	1.6	0.5	0.0	0.7	0	1	2	0	0	2	2	4	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	2
7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0-7	28.4	28.0	29.6	26.0	31.7	26.8	26	27	36	29	20	30	38	37	24	32	17	27	25	32	24	39	34	22	26	18	18	43
<i>Procentuele hoeveelheid H-groepen (zoutgetal)</i>																												
0	2	2	1	0	2	3	2	0	4	0	0	6	4	1	1	1	0	1	0	1	3	4	14	0	1	1	0	1
2	14	5	14	13	28	15	0	13	4	8	4	3	6	13	22	13	15	19	8	59	9	16	16	30	25	3	9	8
3	22	17	17	16	39	24	17	22	19	12	14	20	8	10	20	28	20	11	22	30	55	33	19	8	36	22	37	23
4	34	47	31	28	16	33	58	31	36	48	56	57	50	27	27	23	31	17	39	10	11	28	38	41	25	32	31	34
5	28	28	36	43	15	25	24	35	36	33	26	14	32	47	31	34	34	54	32	1	24	21	14	23	15	42	24	35
6	1	1	1	0	0	1	0	1	2	0	0	2	2	3	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	1
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0-7	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Bijlage 7. Berekeningsmethode Ecologische KwaliteitsRatio fyto benthos

In deze bijlage wordt uitgelegd hoe de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) van het Nederlandse type M30 (zwak brakke wateren) volgens Van der Molen e.a. (2004) wordt berekend.

In de volgende tabel zijn de indicatorsoorten voor dit type vermeld:

Positieve indicatoren			Negatieve indicatoren
<i>Achnanthyidium lanceolatum</i>	<i>Gomphonema parvulum</i>	<i>Nitzschia angustiforaminata</i>	<i>Amphora ovalis</i>
<i>Achnanthyidium affine</i>	<i>Gomphonema pumilum</i>	<i>Nitzschia archibaldii</i>	<i>Chaetoceros muelleri</i>
<i>Amphora libyca</i>	<i>Gomphonema truncatum</i>	<i>Nitzschia dissipata</i>	<i>Diatoma problematica</i>
<i>Amphora pediculus</i>	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>	<i>Nitzschia fonticola</i>	<i>Diploneis pseudovalis</i>
<i>Amphora veneta</i>	<i>Navicula cincta</i>	<i>Nitzschia frustulum</i>	<i>Luticola dapaiformis</i>
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	<i>Navicula cryptotenella</i>	<i>Nitzschia inconspicua</i>	<i>Navicula tenelloides</i>
<i>Craticula halophila</i>	<i>Navicula gregaria</i>	<i>Nitzschia microcephala</i>	<i>Navicula viridula</i>
<i>Ctenophora pulchella</i>	<i>Navicula lanceolata</i>	<i>Nitzschia palea</i>	<i>Nitzschia frequens</i>
<i>Cymatosira belgica</i>	<i>Navicula marginalithii</i>	<i>Nitzschia paleacea</i>	<i>Rhopalodia constricta</i>
<i>Cymbella cistula</i>	<i>Navicula minima</i>	<i>Nitzschia sigma</i>	<i>Rhopalodia operculata</i>
<i>Delphineis surirella</i>	<i>Navicula radiosa</i>	<i>Nitzschia supralitorea</i>	<i>Simonsenia delognei</i>
<i>Diatoma tenuis</i>	<i>Navicula rhynchocephala</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Surirella brightwellii</i> var. <i>baltica</i>
<i>Epithemia adnata</i>	<i>Navicula salinarum</i>	<i>Rhopalodia gibba</i>	<i>Surirella minuta</i>
<i>Epithemia sorex</i>	<i>Navicula slesvicensis</i>	<i>Sellaphora seminulum</i>	<i>Thalassiosira guillardii</i>
<i>Fragilaria capucina</i>	<i>Navicula tripunctata</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<i>Thalassiosira pseudonana</i>
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	<i>Navicula veneta</i>	<i>Ulnaria ulna</i>	<i>Thalassiosira weissflogii</i>
<i>Fragilaria famelica</i>	<i>Nitzschia agnita</i>	<i>Stephanodiscus parvus</i>	
<i>Gomphonema gracile</i>	<i>Nitzschia amphibia</i>	<i>Tryblionella hungarica</i>	
<i>Gomphonema olivaceum</i>			

Van een geteld monster worden de procentuele hoeveelheden van alle positieve en negatieve indicatorsoorten bij elkaar geteld. Zo bedragen de hoeveelheden van de positieve en negatieve indicatoren in het monster van 20 cm diepte van locatie 6 respectievelijk 12,0 en 10,5%.

Voor de berekening van de scores wordt gebruik gemaakt van de volgende schaal:

Natuurlijke zwak brakke wateren (M30)	EKR	Positieve indicatoren (%)		Negatieve indicatoren (%)	
		minimaal	maximaal	maximaal	minimaal
referentiewaarde	1.00	80		5	
zeer goed	0.80 - 1.00	60	80	10	5
goed	0.60 - 0.80	40	60	20	10
matig	0.40 - 0.60	20	40	50	20
ontoereikend	0.20 - 0.40	10	20	75	50
slecht	0.00 - 0.20	0	10	100	75

De berekening van de scores voor de beide groepen indicatorsoorten geschiedt door lineaire interpolatie (Van den Berg 2004). Zo is in bovengenoemd voorbeeld de score voor de positieve indicatoren gelijk aan $0,10 + 0,2 \cdot (12,5 - 10) \cdot (20 - 10) = 0,24$, ofwel de basisscore voor 10% positieve indicatoren, vermeerderd met een proportioneel deel van het interval tussen 10 en 20% positieve indicatoren. Van het zelfde monster is de score voor de negatieve indicatoren op vergelijkbare manier te berekenen als $0,60 + 0,2 \cdot (19,5 - 10) \cdot (20 - 10) = 0,79$ (N.B.: de schaal loopt hier andersom). De eindscore is dan het gemiddelde van 0,24 en 0,79, ofwel 0,515; wat betekent dat de kwaliteit hier matig is.

Bijlage 3

Uitgebreide beschrijving maatregelen

Gedetailleerde beschrijving van enkele maatregelen

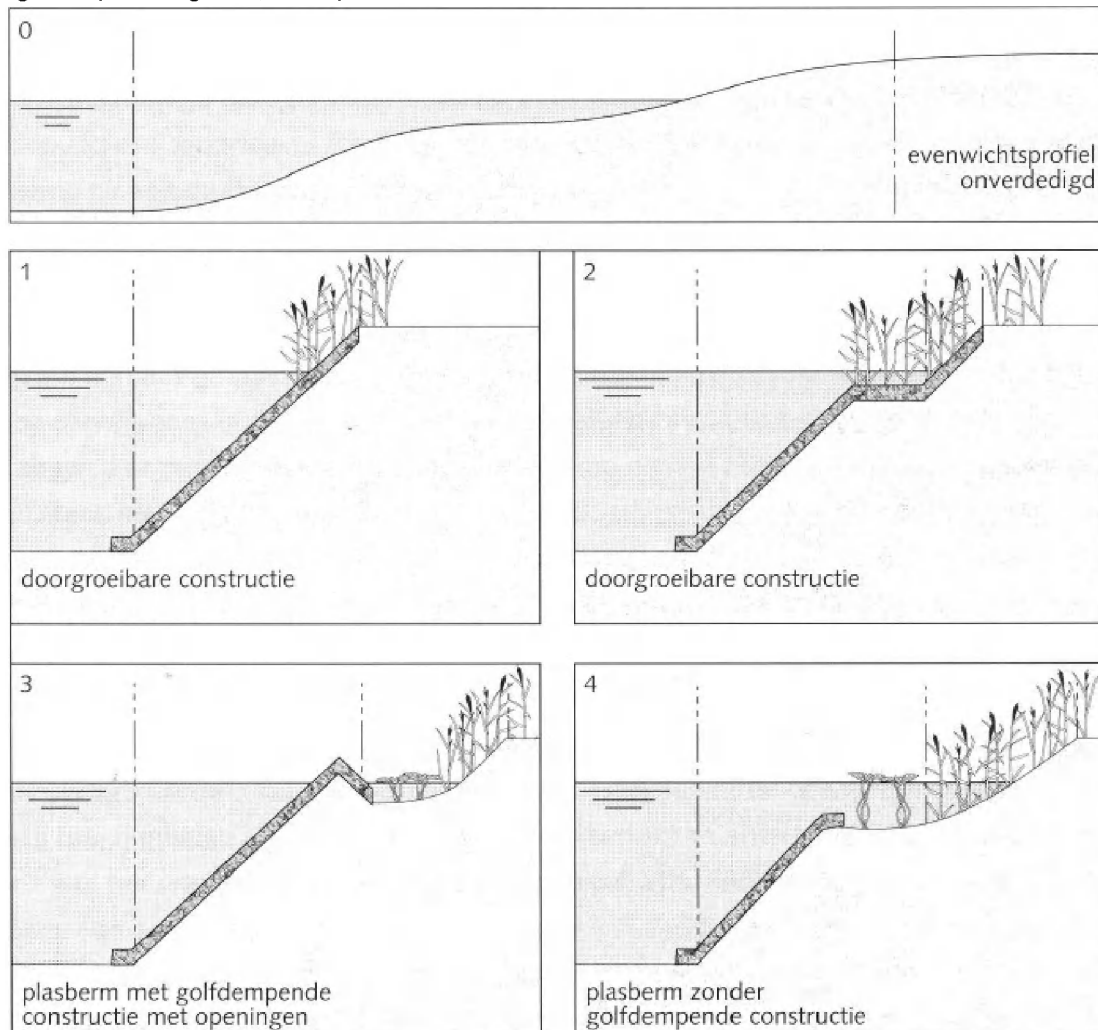
Aanbrengen verbeterd hard substraat

Deze maatregel houdt in dat de kaaimuren een ruwer oppervlakte krijgen dan nu het geval is. Dit kan door ofwel door het beton simpelweg niet glad af te werken maar ruwer te laten, of door het aanbrengen van een specifieke toplaag zoals vb. voor basalt eco-zuilen die afgewerkt worden met een laag van 5 cm grof gebroken lava.

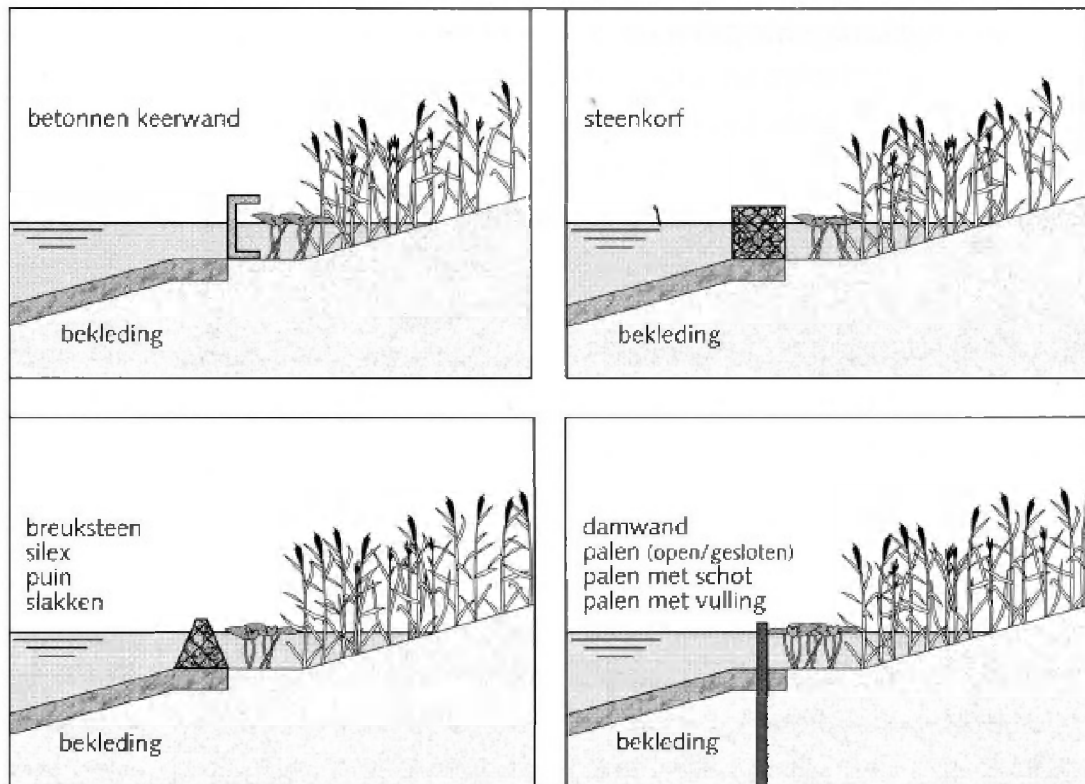
Aanbrengen groeilagen macrofyten

Voor deze maatregel worden op de taluds doorgroeibare materialen aangebracht waardoor waterplanten kansen krijgen. Deze materialen kunnen ofwel zonder meer op de taluds aangebracht worden (figuur 1), ofwel extra beschermd worden door een afzonderlijke constructie die de ergste golfwerking tegen gaat (figuur 2). Voor beide opties kan ervoor gekozen worden de helling te laten zoals ze is of om variatie in de helling aan te brengen waardoor (ecologisch waardevolle) ondiepe zones ontstaan.

Figuur 1 (Stichting CUR, 1999a)



Figuur 2 (Stichting CUR, 1999a)



Bij de keuze van het doorgroeimateriaal moet rekening gehouden worden met de omstandigheden in de dokken (invloed scheepvaart enz.). Het gebruik van vb. enkel kokosmatten is dan ook niet mogelijk. Mogelijke opties zijn het gebruik van steenmatten (figuur 3 en 4) of blokkenmatten (figuur 5 en 6). Steenmatten zijn flexibele matten gevuld met breuksteen. Blokkenmatten zijn aan elkaar bevestigde betonblokken waartussen openingen zijn waar planten zich kunnen verankeren.

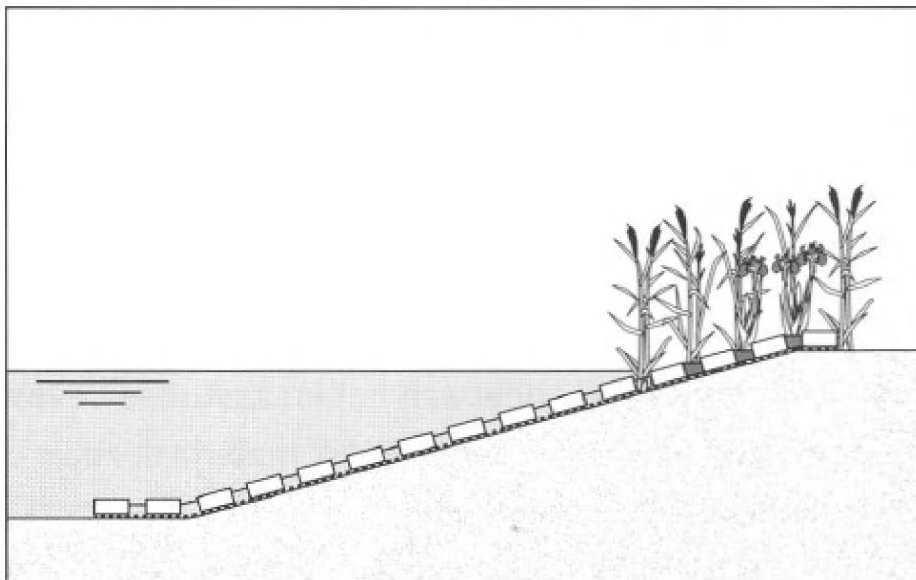
Figuur 3 (Bestmann Ingenieurbiologie)



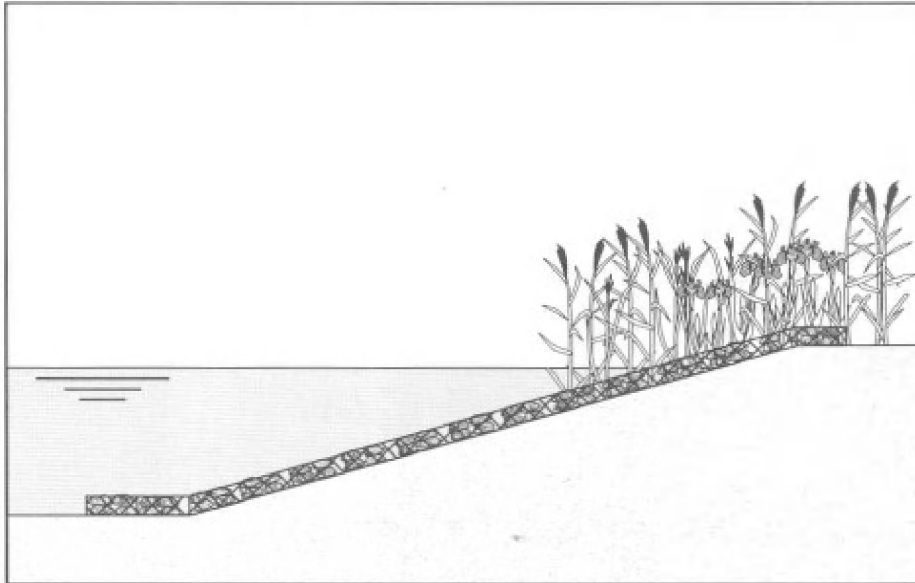
Figuur 4 (Bestmann Ingenieurbiologie)



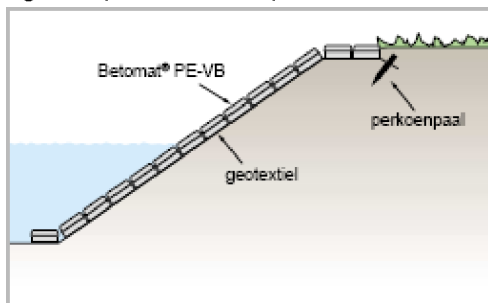
Figuur 5 (Stichting CUR, 1999b)
a)



b)



Figuur 6 (www.holcim.nl)



Aanleg oeverhoekjes

In rustige hoeken van dokken waar toch geen schepen kunnen aanmeren, kunnen kleinschalige zones met waterplanten aangelegd worden. Dit kan enerzijds door het aanbrengen van een dwarsconstructie op de kaaimuur waardoor een ondiepe zone gecreëerd wordt, maar kan ook snel en relatief goedkoop door het aanbrengen van drijfconstructies.

Deze constructies bestaan uit een soort van vlot gevuld met begroeibare materialen die aan de kaaimuur kunnen bevestigd worden (figuur 7 en 8).

Figuur 7 (Bestmann Ingenieurbiologie)



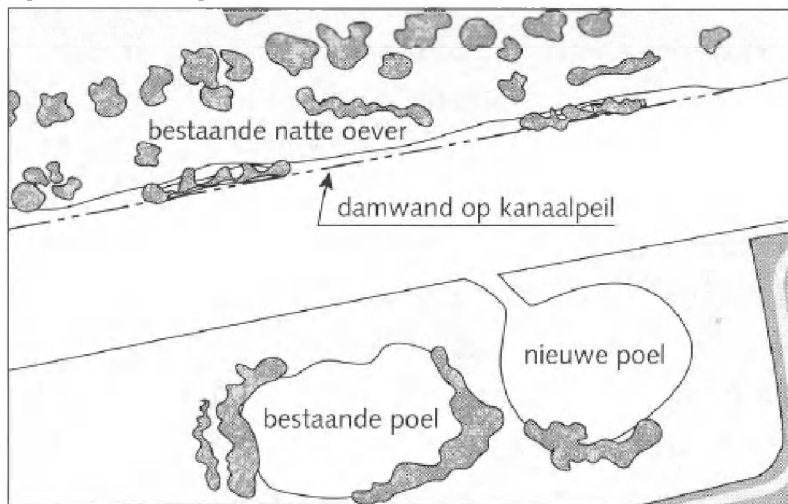
Figuur 8 (Bestmann Ingenieurbiologie)



Aanleg achterplas

Een achterplas is een plas die wordt aangelegd een eindje van de havendokken maar hiermee verbonden wordt via een buis zodat uitwisseling van organismen tussen de plas en de havendokken mogelijk is (figuur 9). De belangrijkste probleempunten voor de aanleg van een achterplas zijn het vinden van ruimte voor de aanleg van de plas zelf en de constructieve problemen die kunnen ontstaan wanneer een damwand of kaaimuur moet doorboord worden voor de doorgang van de buis. Dit laatste probleem kan mogelijk opgelost worden door de aanwezigheid van een doorgang te voorzien bij nieuw aan te leggen constructies/wanden.

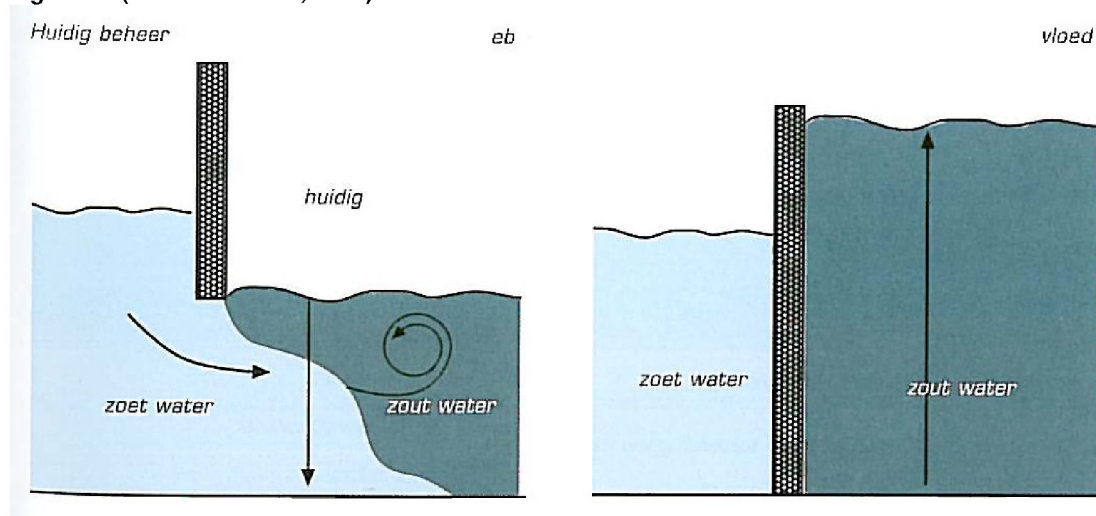
Figuur 9 (Stichting CUR, 1999a)



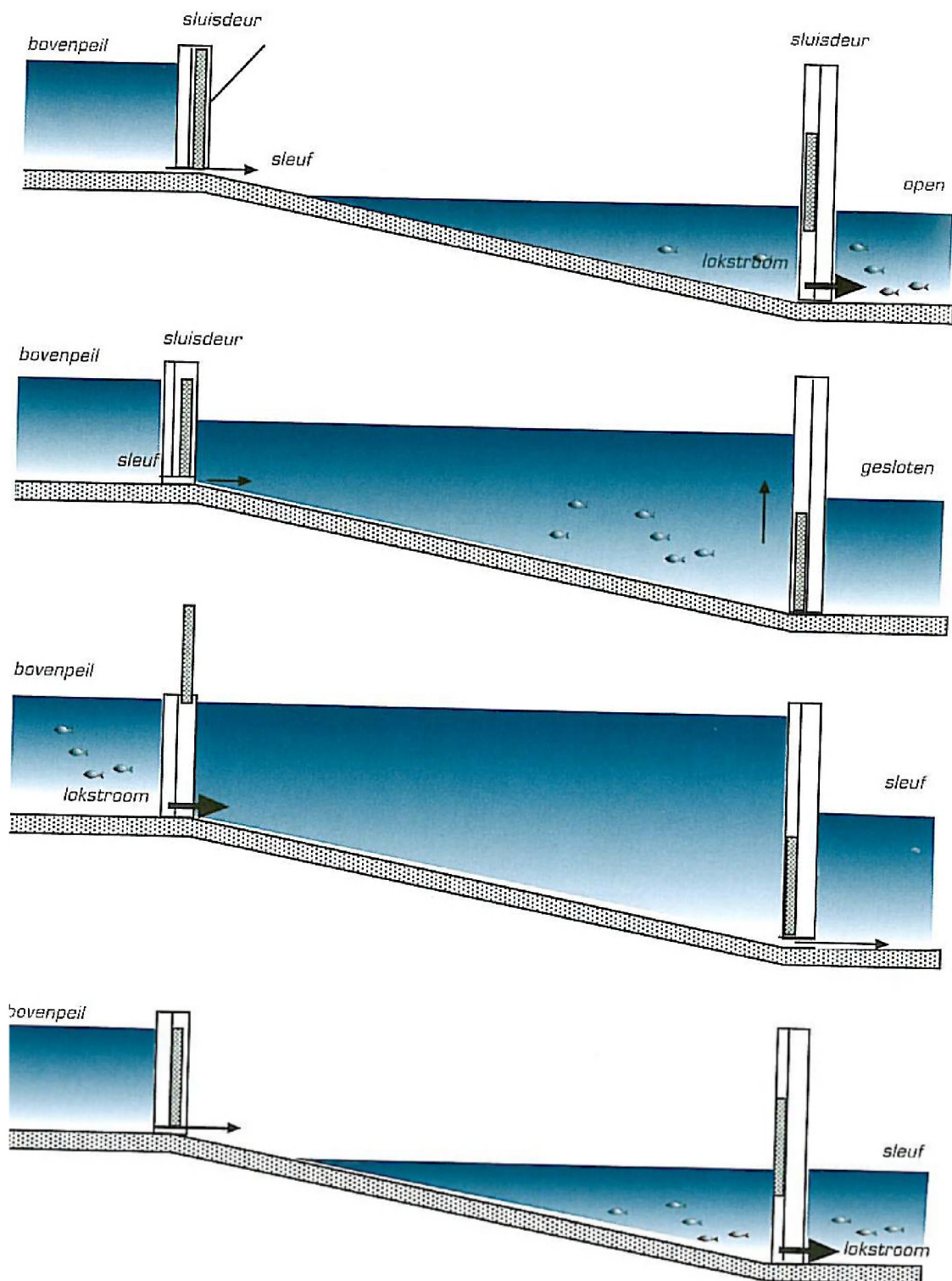
Visvriendelijk sluisbeheer

Visvriendelijk sluisbeheer vraagt vooral een aangepaste aanpak voor het bedienen van de sluisen. Door rekening te houden met het opkomende water kunnen lokstromen gecreëerd worden zodat de trek van vissen bevorderd wordt (figuur 10 en 11). Waarschijnlijk is deze maatregel niet haalbaar in de havendokken omdat de sluisen zeer vaak werken.

Figuur 10 (Kroes & Monde, 2005)



Figuur 11 (Kroes & Monde, 2005)



Referenties:

Bestmann Ingenieurbiologie. Interaction between Land and Water – Biological engineering systems along water courses and lakes using vegetation. Bestmann Green Systems International, Wedel, Duitsland

Kroes, M.J. en S. Monde (Red.), 2005. Vismigratie, een handboek voor herstel in Vlaanderen en Nederland. AMINAL, afdeling water. Brussel

Stichting CUR, 1999a. Natuurvriendelijke oevers, aanpak en toepassingen. CUR-publicatie 200, Gouda, Nederland

Stichting CUR, 1999b. Natuurvriendelijke oevers, belasting en sterkte. CUR-publicatie 201, Gouda, Nederland

Bijlage 4
Waterlichaamspecifieke maatlatten voor de
havendokken

WATERLICHAAMSPECIFIEKE MAATLATTEN VOOR DE HAVENDOKKEN

Gezien de havendokken aangeduid zijn als meer, worden zoveel mogelijk dezelfde evaluatiemethoden en maatlatten gehanteerd als voor meren gebruikelijk zijn. Op enkele vlakken wijken de havendokken echter sterk af van de meeste natuurlijke meren. Dit is uiteraard het geval voor de hydromorfologische aanpassingen die eigen zijn aan het 'nuttig doel'. Buiten deze verschillen zijn er ook ecologisch relevante verschillen met de meeste meren. Het gaat hierbij vooral om de doorgangsfunctie tussen het brak/zoute milieu van de Zeeschelde en het zoete hinterland.

Daarom werd beslist (in samenspraak met de stuurgroep en de geraadpleegde experts voor de verschillende maatlatten) om enkele van de maatlatten aan te passen. Op deze manier zijn de maatlatten een betere weergave van de ecologische kwaliteit van de havendokken dan het geval zou zijn indien de gewone maatlatten voor natuurlijke zeer licht brakke meren overgenomen zouden worden.

1. Hydromorfologie

Voor de hydromorfologie van meren werd in Vlaanderen nog geen maatlat uitgewerkt. Daarom kan de voorgestelde maatlat enkel gebaseerd worden op de parameters die vernoemd worden in bijlage V van de Kaderrichtlijn Water. Hierin worden twee groepen parameters vernoemd. Enerzijds zijn er parameters die te maken hebben met het hydrologisch regime en anderzijds parameters die informatie geven over de morfologie. Een overzicht van de parameters is te vinden in tabel 1.

Tabel 1: overzicht van de parameters hydromorfologie volgens bijlage V van de KRW

Groep	parameter	voorstel maatlat
Hydrologisch regime		
	kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	opgenomen
	verblijftijd	opgenomen
	verbinding met het grondwaterlichaam	Niet relevant want veel meer invloed door oppw systeem
Morfologie		
	variatie van de meerdiepte	niet relevant, want gelieerd aan nuttig doel
	kwantiteit, structuur en substraat van de meerbodem	niet relevant, want gelieerd aan nuttig doel
	structuur van de meeroever	opgenomen

Voor de havendokken wordt ervoor gekozen om van de parameters van het hydrologisch regime de parameter 'verbinding met het grondwaterlichaam' niet op te nemen. De verbinding met het grondwaterlichaam is wel aanwezig in de dokken maar de invloed hiervan zal verwaarloosbaar zijn omwille van de grote toevoer van oppervlaktewater. De parameters 'kwantiteit en dynamiek van de waterstroming' en 'verblijftijd' worden wel opgenomen.

Van de morfologische parameters wordt enkel de parameter 'structuur van de meeroever' behouden. De parameter 'variatie van de meerdiepte' vervalt omdat ook hieraan niets kan aangepast worden zonder het 'nuttige doel' van de havendokken te schaden. Een grote diepte over de volledige oppervlakte is immers onontbeerlijk voor de toegankelijkheid van de dokken. Wel wordt een parameter 'diepte, oppervlakte en omtrek' opgenomen om de oppervlakte/diepte verhouding toch te kunnen opnemen. De parameter 'kwantiteit, structuur en substraat van de meerbodem' wordt eveneens weggelaten uit de maatlat. Theoretisch zou het mogelijk zijn op de slibbodem structuurrijkere elementen zoals grind of stenen aan te brengen. In praktijk zou dit echter de baggeractiviteiten te veel hinderen en deze zijn noodzakelijk om de toegankelijkheid van de havendokken voor grotere schepen te garanderen.

In tabel 2 wordt een overzicht gegeven van de parameters voor de maatlat MEP hydromorfologie

Tabel 2: Voorstel maatlat MEP hydromorfologie

Groep	Parameter	Deelparameter
Hydrologisch regime		
	Kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	Dokpeil
	Verblijftijd	Verblijftijd
Morfologie		
	Diepte, oppervlakte en omtrek	Oppervlakte/diepte verhouding
	Structuur oeverzone	Aandeel structuurrijk oeverprofiel
		Aandeel structuurarm substraat (%)

2. Fysico-chemie

Voor de maatlat fysico-chemie wordt uitgegaan van de normen voor het type 'zeer licht brakke meren' zoals voorgesteld door de CIW werkgroep doelstellingen en monitoring. Alle parameters hiervan blijven behouden. Een overzicht wordt gegeven in tabel 4.

Tabel 4: Voorstel maatlat MEP fysico-chemie

Parameter	Eenheid	Toetswijze
Thermische omstandigheden		
Temperatuur	°C	Maximum
Impact thermische lozing	°C	Maximum
Zuurstofhuishouding		
Opgeloste zuurstof (concentratie)	mg/l	Minimum
Opgeloste zuurstof (verzadiging)	%	Maximum
Biochemisch Zuurstofverbruik (BZV ₅₂₀)	mg O ₂ /l	90-percentiel
Chemisch Zuurstofverbruik (CZV)	mg O ₂ /l	90-percentiel
Zoutgehalte		
Geleidingsvermogen	µS/cm	90-percentiel
Chloride (Cl ⁻)	mg/l	90-percentiel

Parameter	Eenheid	Toetswijze
Sulfaat (SO_4^{2-})	mg/l	Gemiddelde
Verzuringstoestand		
pH		Minimum – Maximum
Nutriënten		
Totaal stikstof	mg N/l	Zomerhalfjaargemiddelde
Totaal fosfor	mg P/l	Zomerhalfjaargemiddelde
Diversen		
Doorzicht	m	Zomerhalfjaargemiddelde

Bovendien moet ook het voorkomen van prioritair gevaarlijke stoffen en andere stoffen waarvan een significante hoeveelheid geloosd wordt in rekening gebracht worden. Gezien voor deze parameters geen afwijking van de gewone norm mogelijk is, wordt voor het MEP deze normen overgenomen.

3. Biologie

3.1 Macro-invertebraten

Voor het biologisch kwaliteitselement macro-invertebraten werd voor meren de MMIF (Multimetrische Macro-invertebratenindex Vlaanderen) berekend. De indexberekening is een typespecifiek multimetrisch systeem gebaseerd op vijf even zwaar gewogen deelmaatlaten, namelijk de taxonrijkdom, het aantal Ephemeroptera, Plecoptera en/of Trichoptera taxa, het aantal andere gevoelige taxa, de Shannon-Wiener diversiteitsindex en de gemiddelde tolerantiescore.

De berekening van deze index is echter problematisch indien veel niet-inheemse taxa aanwezig zijn. Voor de niet-inheemse taxa werden immers geen tolerantiescores opgesteld, wat de berekening van de metrieken 'aantal andere gevoelige taxa' en 'gemiddelde tolerantiescore' onbetrouwbaar maakt. In de havendokken zijn zeer veel niet-inheemse taxa aanwezig. Dit bleek uit een éénmalige meting die plaatsvond gedurende de zomer 2008. Deze komen de dokken vermoedelijk binnen via ballastwater en hun dominantie wordt bevorderd door de aanwezigheid van een groot aandeel aan harde substraten. Het aanleggen van meer natuurlijke oevers (die de inheemse soorten terug in het voordeel zouden brengen) is geen optie in de haven omwille van het 'nuttige doel'. Hierdoor kan dan ook verwacht worden dat het aandeel niet-inheemse soorten hoog zal blijven. Bovendien kunnen ook brakwatersoorten niet eenduidig meegenomen worden bij de berekening van de index. Er wordt dan ook voor geopteerd de metrieken 'aantal andere gevoelige taxa' en 'gemiddelde tolerantiescore' weg te laten uit de maatlat.

De metriek 'aantal Ephemeroptera, Plecoptera en/of Trichoptera taxa' wordt eveneens weggelaten gezien deze soorten in brak water niet te verwachten zijn.

Om de eigenschappen van de soorten en de mate waarin een evenwichtige gemeenschap aanwezig is in de dokken toch in rekening te brengen in de maatlat, wordt een nieuwe metriek 'Index of Trophic Completeness' toegevoegd. Voor deze metriek worden de soorten ingedeeld in categorieën naargelang hun trofisch niveau en voedingswijze. In een evenwichtige macro-invertebraten populatie moeten zoveel mogelijk van deze groepen

vertegenwoordigd zijn. De mate waarin dit het geval is wordt berekend aan de hand van deze index (Pavluk et al., 2000). Een beschrijving van deze methodiek wordt gegeven in paragraaf 2.4.1.

Tabel 5: Maatlat MEP macro-invertebraten

Metriek	voorgestelde maatlat
Totaal aantal taxa	behouden
Aantal Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera aanwezig	niet behouden
Andere gevoelige soorten (aantal taxa met een tolerantiescore >5 zonder de EPT taxa)	niet behouden
Shannon-Wiener diversiteit	behouden
Gemiddelde tolerantiescore	niet behouden
Index of Trophic Completeness	nieuw

Voor alle metrieken wordt rekening gehouden met alle aangetroffen taxa. De berekeningswijze van de Index of Trophic Completeness wordt kort toegelicht in paragraaf 2.4.1 en uitgebreid in Pavluk et al. (2000) en bij de Vaate en Pavluk (2004). De indeling van de verschillende metrieken in klassen is weergegeven in tabel 6. De scores van de metrieken worden bij elkaar opgeteld en gedeeld door 12 om de totaal score voor macro-invertebraten te bekomen.

Tabel 6: Verdeling van de metrieken van de maatlat macro-invertebraten in klassen

Metriek	Klasse				
	0	1	2	3	4
Totaal aantal taxa	≤ 5	≤ 11.25	≤ 17.5	≤ 23.75	> 23.75
Shannon-Wiener diversiteit	≤ 0.2	≤ 0.95	≤ 1.7	≤ 2.45	> 2.45
Index of Trophic Completeness	0-7	7-14	14-21	21-28	≥ 28

3.2 Vissen

Wanneer experts beoordelen welke mogelijke functies de havendokken kunnen vervullen voor vissen blijken vooral volgende functies van belang te zijn¹⁹:

- rustzone voor vissen;
- foerageer zone voor jonge en volwassen vis;
- verbinding tussen Zeeschelde en hinterland;
- rekrutering²⁰.

In de berekening van de IBI voor meren (zie paragraaf 2.4.2), worden enkele metrieken gebruikt die voor deze functies voor de havendokken weinig relevantie hebben. Het gaat hierbij om die metrieken die zich richten op specifieke soorten zoals de metriek 'type soorten' en de rekrutering en biomassa van snoek en zeelt. Gezien het brakke en vegetatiearme karakter van de havendokken, is de aan- of afwezigheid van deze soorten niet op eenzelfde manier te interpreteren als voor natuurlijke meren. Daarom wordt ervoor gekozen deze

¹⁹ Zie verslag vergadering met visexperten in bijlage 5

²⁰ Voortplanting en opgroei van juvenielen

metrieken niet op te nemen in de waterlichaamspecifieke maatlat vissen. Deze beslissing werd genomen na een extra overlegvergadering met de visexperten uit de stuurgroep (verslag in bijlage 5).

De maatlat die handelt over de aanwezigheid van exoten, wordt lichtjes aangepast in die zin dat niet gewerkt wordt met het gewichtspercentage aan exoten maar met het aandeel individuen aan exoten op het totale aantal individuen. Op deze manier weegt de aanwezigheid van kleinere exoten even zwaar door als deze van grotere niet-inheemse soorten.

Andere variabelen die wel relevant zijn, ontbreken dan weer. Bij de metrieken zijn er geen die specifiek de kwaliteiten van de havendokken op het vlak van verbindingzone en zone voor rekrutering meten. Maatregelen die genomen worden om deze functies te verbeteren, kunnen dan ook niet doorwegen op de uiteindelijke score. Om dit te vermijden worden bijkomend bij de metrieken voor meren nog een metriek 'diadrome soorten' en een metriek 'aanwezigheid jaarklassen' toegevoegd. De toevoeging van de metriek 'aanwezigheid jaarklassen' is bovendien ook nodig om te voldoen aan de richtlijnen voor kwaliteitselementen zoals toegelicht in bijlage V van de Kaderrichtlijn water.

De nieuwe maatlat omvat dan volgende deelmaatlaten:

Tabel 7: Voorstel maatlat MEP vissen

Metriek	voorgestelde maatlat
Totaal aantal soorten	behouden
Gemiddelde tolerantiewaarde	behouden
Type soorten	niet behouden
Snoek rekrutering en biomassa (kg/ha)	niet behouden
Zeelt rekrutering en biomassa (kg/ha)	niet behouden
Totale biomassa (kg/ha)	behouden
Aandeel exoten (# ind. op totaal)	behouden in gewijzigde vorm
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	behouden
Diadrome soorten (# soorten op totaal)	nieuw
Aanwezigheid jaarklassen	nieuw

De indeling van de verschillende metrieken in klassen wordt weergegeven in tabel 8. Voor de berekening van de totaal score voor vissen wordt het gemiddelde van de scores voor de verschillende metrieken genomen.

Tabel 8: Verdeling van de metrieken voor de maatlat vissen in klassen

Metriek	Klasse				
	5	4	3	2	1
Total aantal soorten	>15	15-12	11-8	7-3	<3
Gemiddelde tolerantiewaarde	≥2,4	2,39-2	1,99-1,6	1,59-1,2	<1,2
Totale biomassa (kg/ha)	100-349	350-499	500-649	650-799	≥800

Metriek	Klasse				
	5	4	3	2	1
		75-99	50-74	25-49	<25
Aandeel exoten (# ind. op totaal)	0-0,0249	0,025-0,049	0,05-0,1249	0,125-0,25	>0,25
Gewicht ratio piscivoren/niet-piscivoren	0,2-0,14	0,139-0,1	0,09-0,067	0,066-0,05	<0,05
		0,201-0,25	0,251-0,33	0,331-0,5	>0,5
Diadrome soorten (# soorten op totaal)	>0,75	0,5-0,749	0,25-0,49	0,05-0,249	0-0,049
Aanwezigheid jaarklassen	+0 en +1 aanwezig		+0 of +1 aanwezig		geen juveniel en

3.3 Fytoplankton

Voor het biologisch kwaliteitselement fytoplankton is de maatlat voor meren zeer eenvoudig gehouden in Vlaanderen. Er wordt enkel gekeken naar de totale biomassa en naar het aandeel cyanobacteriën. Gezien beide parameters zeker relevant zijn voor de havendokken, wordt deze maatlat dan ook volledig overgenomen in de voorgestelde maatlat.

3.4 Fytobenthos

Voor het fytobenthos bestaat in Vlaanderen geen maatlat. Wel kan gebruik gemaakt worden van de Nederlandse maatlat. Hierin wordt gekeken naar de soortensamenstelling. In de maatlat wordt echter enkel het aandeel positieve en negatieve indicatoren onder de aangetroffen soorten in rekening gebracht. Deze maatlat is dan ook relevant voor de havendokken en moet niet gewijzigd worden voor de voorgestelde maatlat.

3.5 Macrofyten

Momenteel komen er geen macrofyten voor in de Antwerpse havendokken. De kaderrichtlijn water (bijlage II, 1.3) stelt dat geen MEP doelstellingen moeten bepaald worden indien dit niet op een betrouwbare manier kan gebeuren. Deze maatlat wordt daarom weggelaten bij het bepalen van het MEP.

4. Vergelijking met de KRW-richtlijnen

Voor alle kwaliteitselementen wordt in bijlage V van de Kaderrichtlijn Water een overzicht gegeven van de minimaal te meten parameters. In tabel 6 wordt een overzicht gegeven van deze lijst. Tevens wordt aangegeven of de voorgestelde maatlaten voldoen aan deze vereisten.

Tabel 6: Vergelijking met de KRW-richtlijnen

Kwaliteitselementen	te meten parameter	opgenomen in voorstel maatlat MEP havendokken
Hydromorfologie		
Hydrologisch regime	kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	X
	verblijftijd	X
	verbinding met het grondwaterlichaam	/
Morfologie	variatie van de meerdiepte	/

Kwaliteitselementen	te meten parameter	opgenomen in voorstel maatlat MEP havendokken
	kwantiteit, structuur en substraat van de meerbodem	/
	structuur van de meeroever	X
Fysico-chemie		
Algemeen	doorzicht	X
	thermische omstandigheden	X
	zuurstofhuishouding	X
	zoutgehalte	X
	verzuringstoestand	X
	nutriënten	X
Specifieke verontreinigende stoffen	prioritaire stoffen	X
	andere stoffen waarvan een significante hoeveelheid geloosd wordt	X
Biologie		
Macro-invertebraten	samenstelling	X
	abundantie	/
Vissen	samenstelling	X
	abundantie	X
	leeftijdsopbouw	X
Fytobenthos	samenstelling	X
	abundantie	/
Fytoplankton	samenstelling	X
	abundantie	/
	biomassa	X

Voor het kwaliteitselement hydromorfologie worden enkele parameters niet opgenomen in de maatlat omdat ze niet relevant zijn voor de havendokken. Dit werd hoger reeds toegelicht.

Voor fysico-chemie worden alle vereiste parameters opgenomen in de maatlatten.

Voor de biologische kwaliteitselementen zijn er verschillen per groep. Zo worden voor de maatlat vissen alle vereiste parameters opgenomen in de voorgestelde maatlat. Voor de maatlatten macro-invertebraten, fyto­benthos en fytoplankton wordt de parameter 'abundantie' niet expliciet in rekening gebracht in de maatlatten. Dit is echter ook het geval voor de normale maatlat meren waardoor verwacht kan worden dat deze afwijking aanvaardbaar is. Voor fytoplankton wordt bovendien de veel relevantere parameter 'biomassa' wel in rekening gebracht, wat het opnemen van een parameter 'abundantie' overbodig maakt.

Bijlage 5

Verslagen van stuurgroepvergaderingen

Verslag Stuurgroepvergadering 17.04.08

HASKONING BELGIUM BVBA

Aan : Stuurgroepleden
Van : Bart Vercoutere
Datum : 27 03 08
Onze referentie : 01/V/717965/873007/Mech

Betreft : MEP/GEP dokken Antwerpse haven

AANWEZIGEN

GHA	Sofie. Bracke
VMM-AOW	Ingrid Baeten
VMM	Wim Gabriëls
VMM	Gaby Verhaegen
VMM	Henk Maeckelberghe
VMM	Ann Huysmans
INBO	Kris Van Looy
VMM	Guido Janssens
VMM	Sandra Desmedt
ANB	Alain Dillen
MOW	Ina Comhaire
Haskoning	Annemie Pals
Haskoning	Bart Vercoutere

VERONTSCHULDIGDEN

INBO	Erika Van den Berghe
UGent	Jeroen Van Wichelen

AFWEZIGEN

ANB	Rudi Yseboodt
VMM	Koen Martens
VMM	Adelheid Vanhille
INBO	Jan Breine
INBO	Ilse Simoens
INBO	Gerald Louette
INBO	Anik Schneiders

Verslag Stuurgroepvergadering

1. Doelstelling studie

De doelstelling van de studie is drieledig:

- bepaling MEP;
- bepaling GEP;
- bepalen maatregelen pakket om hier te geraken.

en hiervoor het nodige inventarisatiewerk verrichten

Deze doelstelling en de methodiek worden overlopen

2. Opmerkingen

Meetnet:

- in de Waaslandhaven worden relatief weinig punten voor fytoplankton voorzien. Er wordt besloten één punt nabij de Kallosluis en één punt in het Verrebroekdok te voorzien. Er wordt

gekozen voor twee meetpunten op linkeroever om de eventuele invloed van de zoutgradient op de soortensamenstelling en abundantie vast te stellen;

- het deel van het waterlichaam dat als jachthaven gebruikt wordt, wordt niet bemonsterd omdat de stuurgroep ze niet representatief acht voor het (diepe) waterlichaam. Kris Van Looy merkt op dat op de langere termijn 1 representatieve locatie op linker- en rechteroever haven moet gekozen worden voor de biologische monitoring.
- het Vrasenedok is eerder lastig te bemonsteren (toegankelijkheid). Daarom wordt een punt verplaats naar de Kallosluis;
- de aanwezigheid van macrofyten wordt geëvalueerd, maar de aanwezigheid is eerder beperkt; hoewel het aandeel schuine oevers relatief hoog is;
- inzake het afvoeren van hemelwater naar de dokken, wordt ingeschat dat dit een diffuus verspreid fenomeen is, eerder dan enkele geconcentreerde toevoeren van (zoet) water;
- Johan Coeck wordt gecontacteerd in verband met de plaatsing van glasaalsubstraat;
-

Aanpak

- er dient nagegaan te worden welke maatregelen reeds vervat zijn in het EU-palingbeheerplan;
- als referentie kan eventueel gedacht worden aan Kanaal Gent-terneuzen of het Galgenweel, al zijn de kenmerken hiervan soms erg verschillend. Dit geldt echter ook voor de aangehaalde Nederlandse referentie (type O2)
-

3. Volgende vergadering

Zal opnieuw aansluiten op de vergadering van de CIW subwerkgroep Doelstellingen en Monitoring, 29/5.

KRW MEG/GEP bepaling Waterlichaam VL05_187



Meetnet

Bestaand

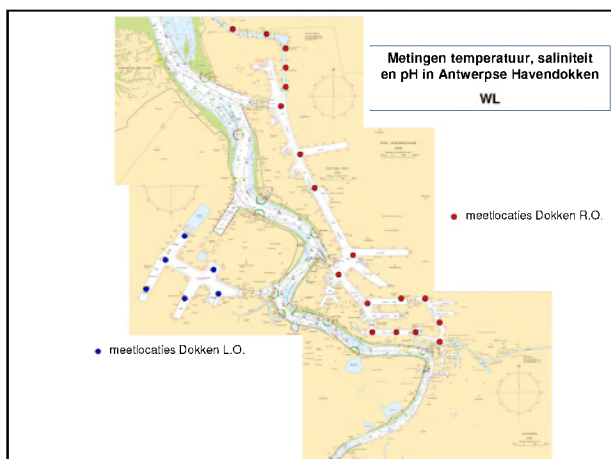
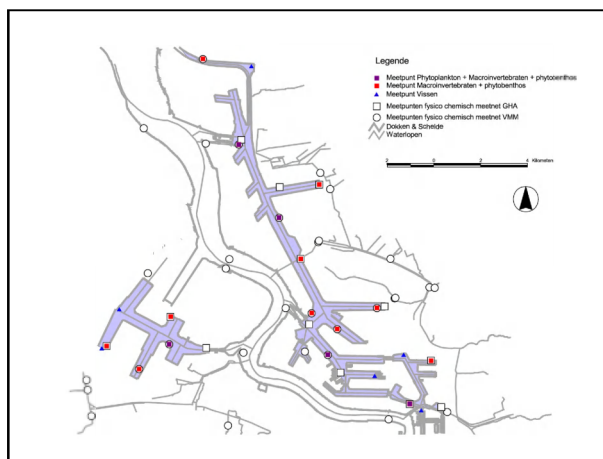
- VMM: fysico-chemie + BBI + waterbodem
- GHA: fysico-chemie + waterbodem
- KULeuven / prov. Visserij com.: Vissen
- WL: pH, T & Ec meetnet

Te ontwikkelen

- Macroinvertebraten
- Phytoplankton
- Phytobenthos

	Aantal	April	Mai	Juni	Juli	Augustus	September
Vis	Soortbepaling 6 - dichtheid: vlakdekkend						
Phytoplankton	5		1	1	1	(1)	(1)
Phytobenthos	15	1x					
Macroinvertebraten	15	1 x					

- phytoplankton: chlorofiel a + cyanobacterie
 - phytobenthos: vanop harde substraat: steen & beton, 20 cm onder water, op 3 locaties ook op 10 en 30 cm diepte (verticale variatie)
 - macroinvertebraten: artificiele substraten: 3 substraten per locatie op verschillende diepte.



Verslag Stuurgroepvergadering 29.05.08

Aan : Stuurgroepleden
 Van : Annemie Pals
 Datum : 29.05.2008
 Kopie :
 Onze referentie : 817965/N00002/873173/Mech

Betreft : MEP/GEP dokken Antwerpse haven

AANWEZIGEN

GHA	Sofie Bracke
VMM	Henk Maeckelberghe
INBO	Jan Breine
VMM	Guido Janssen
VMM	Gaby Verhaegen
MOW	Ina Comhaire

VERONTSCHULDIGDEN

VMM	Ingrid Baten
INBO	Kris Van Looy
VMM	Sandra De Smedt
ANB	Alain Dillen
ANB	Rudi Yseboodt

AFWEZIGEN

VMM	Wim Gabriels
INBO	Erika Van Den Bergh
UGent	Jeroen van Wichelen
VMM	Koen Martens
VMM	Adelheid Vanhille
INBO	Ilse Symoens
INBO	Gerald Louette
INBO	Anik Schneiders

Verslag stuurgroepvergadering

1. Goedkeuring verslag vorige vergadering

Het verslag wordt goedgekeurd

2. Overlopen tussentijdsrapport en reeds uitgevoerde acties

Er wordt een presentatie gegeven met de belangrijkste gegevens en conclusies uit het tussentijdsrapport. De tabellen ivm de maatregelen en hun effectiviteit, zijn bedoeld als startpunt voor een discussie.

Er wordt een overzicht gegeven van de reeds uitgevoerde acties (monitoring).

Deze presentatie is bijgevoegd als bijlage bij de mail waarin dit verslag gestuurd wordt.

3. Opmerkingen bij het tussentijds rapport

Algemeen:

- Kreekrak sluizen ipv Kreekrak sluizen
- Rode weel ipv Rode geul
- lay-out van figuren aanpassen om de leesbaarheid te verbeteren
- de titel van het rapport moet aangepast worden: 'Bepalen van het Goed Ecologisch Potentieel en het Maximaal Ecologisch Potentieel voor het waterlichaam Antwerpse Havendokken *en Schelde-Rijn verbinding*'.

Hoofdstuk 1:

- paragraaf 1.1: klasse 4 is 'ontoereikende ecologische kwaliteit'
- paragraaf 1.3: het plan van de haven in illustratie 1-5 wijkt af van de andere figuren, het havenbedrijf zal een nieuwe figuur doorsturen gebaseerd op het algemene overzichtsplan dat voor de andere figuren gebruikt is

Hoofdstuk 2:

- paragraaf 2.1:
 - in het deel over het waterpeil nog informatie over neerslag toevoegen
 - 'steken' vervangen door 'inlaat'
 - in grafieken waterbalans overschot en tekort weergeven als arcering
- paragraaf 2.2: bij de meetwaarden de waarden voor basiskwaliteit voor de haven toevoegen
- paragraaf 2.3:
 - de zin 'normaal gezien paaïen de vissen tussen de waterplanten' aanpassen want dit is niet correct. De paaïplaats verschilt voor de verschillende types van vissen die aanwezig zijn in de dokken;
 - er wordt besloten de vissen voor de bespreking in te delen volgens het systeem van functionele types. Jan Breine stuurt hiervoor relevante literatuur door naar Haskoning. Er moet ook meer benadrukt worden welke de doeltypes zijn;
 - de zin over de sluis die het Deurgangdok zal verbinden met de overige dokken wordt aangepast naar een meer voorwaardelijke zin gezien de aanleg van deze sluis nog niet is goedgekeurd.

Hoofdstuk 3:

- algemeen: de term 'referentie' vervangen door minder verwarrende term zoals 'vergelijkbare watertypes'
- paragraaf 3.1:
 - er wordt gevraagd naar de stroomsnelheid in de dokken, deze is momenteel niet beschikbaar maar zal berekend worden door het havenbedrijf;
 - er wordt opgemerkt dat de havendokken aangeduid zijn als 'meer' en niet als overgangswater. Er wordt aangegeven dat overgangswateren toch ook in de tabel opgenomen worden omdat er geen goed vergelijkbaar meer-type is en omdat er voor een aantal variabelen ook aanknopingspunten met overgangswateren zijn.
 - als bijkomend natuurlijk vergelijkingspunt wordt de Burchtse weel voorgesteld
- paragraaf 3.2:
 - de haven van Duinkerken wordt voorgesteld als mogelijk vergelijkbare haven, bijkomend bij deze van le Havre en Hull

Verder worden nog tekstuele opmerkingen gegeven die niet in dit verslag zijn opgenomen. Gezien niet iedereen voldoende tijd heeft gehad om de tekst door te nemen, wordt beslist dat opmerkingen doorgegeven mogen worden tot **20/06**.

4. Discussie bij de maatregelen

Morfologische condities

- er wordt gevraagd een duidelijker onderscheid te maken tussen maatregelen voor hard substraat en deze voor talud.
- voor de maatregelen die een negatieve sociaal-economische impact hebben zal de term 'schaadt het nuttig doel' gebruikt worden
- er wordt opgemerkt dat het aanleggen van een flauw talud niet haalbaar is in de haven gezien de oeverzone dan te veel ruimte zou innemen die nodig is voor ofwel de industrie ofwel voor de vaargeul. Er wordt beslist deze maatregel aan te duiden als 'schaadt het nuttig doel'.
- de maatregel 'aanleg en inrichting oeverhoekjes' wordt vervangen door 'inrichting oeverhoekjes'.
- er wordt opgemerkt dat de aanleg van vooroevers enkel mogelijk zal zijn waar er niet afgestapt wordt van de boot
- er wordt opgemerkt dat de maatregel 'aangepast sluisbeheer' al toegepast wordt door de haven.

Maatregelen ivm baggerwerken

- de titel van de maatregel 'impact reduceren' is verwarrend en zal aangepast worden. Er wordt opgemerkt dat nu al minimaal gebaggerd wordt en dat een vermindering in frequentie dan ook niet haalbaar zal zijn.

Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm

- voor de maatregel 'vispassage aanleggen' specificeren dat het om vispassages aan de pompgemalen gaat die dienen om de migratie naar het hinterland te verbeteren.
- er wordt gevraagd om bij de maatregel 'verhogen alertheid voor invasieve soorten' wordt een extra deel over balastwater toe te voegen.

Andere maatregelen ter discussie

- er wordt besloten dat het niet nodig is om specifieke maatregelen te omschrijven ivm het afvalwater van schepen of ivm het gebruik van antifouling producten in de jachthaven. Het gaat immers niet om hydromorfologische aanpassingen. Bij het bepalen van de doelstellingen moet sowieso uitgegaan worden van een goede waterkwaliteit. Het lozen van sanitair afval in de havendokken zal dan ook vermeld worden als een mogelijk knelpunt om de doelstellingen te behalen.

Andere opmerkingen ivm de voorgestelde maatregelen kunnen doorgegeven worden tot **20/06**.

5. Discussie over de effectiviteit van de maatregelen

- er wordt gevraagd om te werken met het 7 punten Likert systeem voor de bepaling van effectiviteit. Een beschrijving hiervan wordt door het havenbedrijf bezorgd aan Haskoning.

- er wordt opgemerkt dat de maatregel 'aanbrengen groeizones macrofyten' de grootste effectiviteit zal hebben op het kwaliteitselement vissen, meer dan vb het aanleggen van paaiplassen of vooroevers. Er wordt beslist dat voor het kwaliteitselement vissen de effectiviteit zal worden afgemeten op basis van de functionele types en niet op basis van de individuele soorten.
- het effect van het aanleggen van oeverhoekjes op het nutriëntgehalte wordt in vraag gesteld. Deze maatregel zal als niet effectief voor nutriënten aangeduid worden in de tekst.

Een herwerkte versie van deze tabel zal wordt als bijlage toegevoegd aan deze mail. In de plaats van een schaal van 1-7, hebben we er wel voor gekozen een schaal te hanteren van -3 tot +3 (ook een 7punten-schaal). Dit omdat sommige maatregelen voor een bepaald element een negatief effect kunnen hebben en dit anders niet meegerekend kan worden.

Opmerkingen op deze tabel tegen **01/07**.

6. Volgende vergadering:

Zal opnieuw aansluiten op de vergadering van de CIW subwerkgroep Doelstellingen en Monitoring, 18/09 13-15u bij VMM Gent (Maaltecentrum).

Tabel 1: Effectiviteit mitigerende maatregelen. Effectiviteit van de maatregelen worden uitgedrukt in scores voor de verschillende kwaliteitselementen van de KRW. De score varieert van -3 tot +3 (gebaseerd op expertoordeel HK en stuurgroep).

				HYDROMORFOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN					BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN									FYSISCH-CHEMISCHE KWALITEITSELEMENTEN				
									macroinvertebraten		vissen			fytoplankton		fyto-benthos						
	Subtotaal hydromorfologie	Subtotaal biologie	Subtotaal fysisch-chemisch	Profiel	Bedding	Stroming	Rivier-continuïteit	Alluviale processen	soortsaamenstelling	soortenrijkdom	soortsaamenstelling- en -rijkdom	abundantie en natuurlijke aangroei	trofische structuur	chlorofyll concentratie	% cyanobacteriën	soortsaamenstelling	soorsaamenstelling	thermische omstandigheden	zuurstofhuishouding	zoutgehalte	nutriënten	doorzicht
Maatregelen																						
Morfologische condities																						
Aanbrengen verbeterd hard substraat	1	6	0	0	1	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
Aanbrengen zandlaag op dijk of harde oever	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Aanbrengen groeizones macrofyten	3	20	9	0	3	0	0	0	1	1	3	0	3	3	3	3	3	0	3	0	3	3
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	2	12	3	1	0	0	0	1	0	0	2	0	2	2	2	2	2	0	1	0	1	1
Aanleg plasbermen / vooroever	2	5	3	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1
Aanleg achterplas	0	11	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2	2	0	2	2	0	0	0	0	0
Aangepast sluisbeheer	1	2	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Maatregelen ivm baggerwerken																						
Intensiteit (maximale diepte en oppervlakte) van baggeren reduceren	1	7	-3	0	1	0	0	0	3	3	2	0	0	0	-1	0		0	-1	0	-2	0
Vermijden van resuspensie sediment	0	2	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0		0	0	0	0	2

				HYDROMORFOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN					BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN									FYSISCH-CHEMISCHE KWALITEITSELEMENTEN				
									macroinvertebraten		vissen			fytoplankton		fyto-benthos	macro-fyten					
Maatregelen	Subtotaal hydromorfologie	Subtotaal biologie	Subtotaal fysisch-chemisch	Profiel	Bedding	Stroming	Rivier-continuïteit	Alluviale processen	soortensamenstelling	soortenrijkdom	soortensamenstelling- en -rijkdom	abundantie en natuurlijke aangroei	trofische structuur	chlorofyl concentratie	% cyanobacteriën	soortensamenstelling epilithon	soortensamenstelling epifyton	thermische omstandigheden	zuurstofhuishouding	zoutgehalte	nutriënten	doorzicht
Aanpassingen planning baggeren: - Aanpassen tijdstip baggeren - Ruimtelijke fasering baggeren	2	5	-3	0	0	0	1	1	2	2	2	1	0	0	-1	0	0	0	-1	0	-2	0
Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm																						
Vispassage aanleggen*	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Visvriendelijk sluisbeheer*	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aanleg paaiplaatsen	3	6	0	2	0	0	1	0	0	0	2	3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Vermijden inzuig vis bij ontrekkingen	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regulering en handhaving recreatief hengelen	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	0	4	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bestrijding invasieve soorten	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aanleg fauna uittreedplaatsen	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* De maatregel komt zowel ten goede aan het onderzochte waterlichaam als aan het aangrenzende regionale water.

Bepalen MEP en GEP Antwerpse havendokken

Tussentijds rapport



Overzicht verloop van project

- Verzamelen en analyseren bestaande gegevens
- Monitoring voor bijkomende gegevens
- Beschrijving huidige toestand
- Zoeken naar referentielocaties
- Oplijsten van alle mogelijke maatregelen
- Nagaan negatieve sociaal-economische of milieueffecten
- Maatregelenpakket MEP
- Bepalen MEP
- Nagaan effectiviteit maatregelen
- Maatregelenpakket GEP
- Bepalen GEP
- Bepalen kosteneffectiviteit van maatregelen
- Bepalen EQR



Tussentijds rapport

- **Verzamelen en analyseren bestaande gegevens**
- Monitoring voor bijkomende gegevens
- Beschrijving huidige toestand
- **Zoeken naar referentielocaties**
- **Oplijsten van alle mogelijke maatregelen**
- **Nagaan negatieve sociaal-economische of milieueffecten**
- Maatregelenpakket MEP
- Bepalen MEP
- **Nagaan effectiviteit maatregelen**
- Maatregelenpakket GEP
- Bepalen GEP
- Bepalen kosteneffectiviteit van maatregelen
- Bepalen EQR

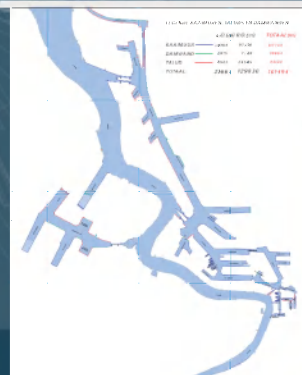


Overzicht verloop van project

- **Verzamelen en analyseren bestaande gegevens**
- Monitoring voor bijkomende gegevens
- Beschrijving huidige toestand
- Zoeken naar referentielocaties
- Oplijsten van alle mogelijke maatregelen
- Nagaan negatieve sociaal-economische of milieueffecten
- Maatregelenpakket MEP
- Bepalen MEP
- Nagaan effectiviteit maatregelen
- Maatregelenpakket GEP
- Bepalen GEP
- Bepalen kosteneffectiviteit van maatregelen
- Bepalen EQR



Bestaande gegevens: hydromorfologie

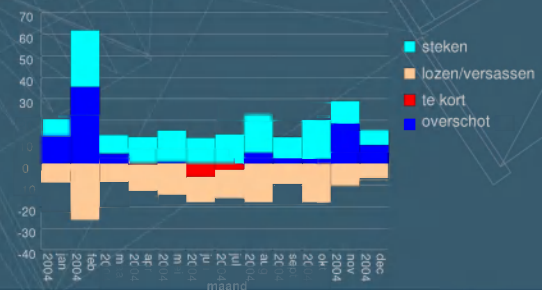


LEGENDA KAARMUREN, TALUDS EN DAMWANDEN			
	L.O. (m)	R.O. (m)	TOTAAL (m)
KAARMUUR	20104	97536	117640
DAMWAND	2815	7748	10563
TALUD	8585	24545	33130
TOTAAL	31684	129830	161514

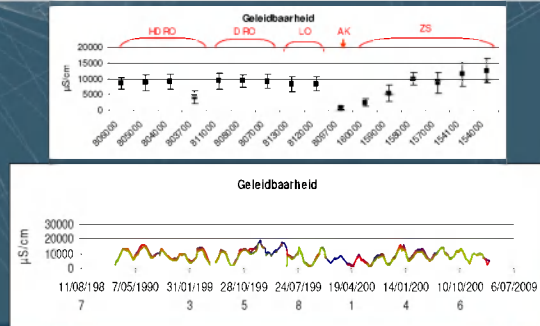


Bestaande gegevens: waterhuishouding

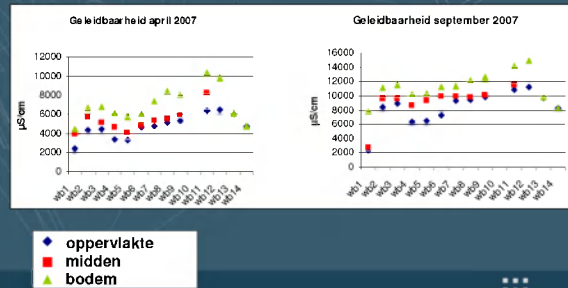
Berendrechtsluis 2004



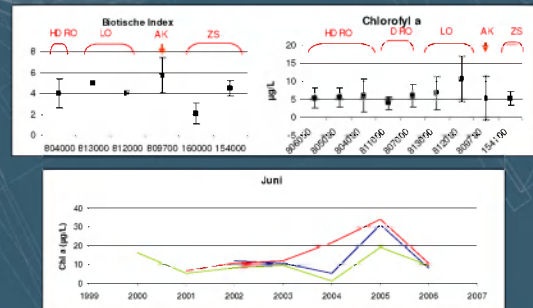
Bestaande gegevens: fysico-chemie



Bestaande gegevens: fysico-chemie



Bestaande gegevens: biotische gegevens



Monitoring



Monitoring

- Monitoring visbestand al uitgevoerd door VMM in de winter van 2007-2008
- Monitoring fyto-benthos: uitgevoerd 20/05/08
- Monitoring fytoplankton: eerste staalname uitgevoerd 20/05/08, volgende staalnamen gepland voor juni, juli en augustus/september
- Monitoring macroinvertebraten: substraten werden uitgehangen op 20/05/08, worden terug opgehaald ten laatste op 30/06/08

Overzicht verloop van project

- Verzamelen en analyseren bestaande gegevens
- Monitoring voor bijkomende gegevens
- Beschrijving huidige toestand
- **Stellen van een beheersplan**
- Oplijsten van alle mogelijke maatregelen
- Nagaan negatieve sociaal-economische of milieueffecten
- Maatregelenpakket MEP
- Bepalen MEP
- Nagaan effectiviteit maatregelen
- Maatregelenpakket GEP
- Bepalen GEP
- Bepalen kosteneffectiviteit van maatregelen
- Bepalen EOR

Referentielocaties

	havendokken	Vlaanderen	Nederland
		Bzl	m.l.e. M30 O2
maximale waterdiepte (m)	Nog aan te vullen	<1,5	n.d.
grootte (m²)	1950-4286	3500-4500	n.d.
Totaal fosfaat (mg Pi/L)	0,19	1,76-2,62	n.d.
Silicaat (mg/L)	-	15,4-16,1	n.d.
pH	7,9	8,3-8,5	n.d.
COD	27,1	69,4-108,1	n.d.
zuurstofverzadiging (%)	89,7	78-104	n.d.
Cl (mg/L)	2414	>300	n.d.
geleidbaarheid (µS/cm)	7783	> 2000	n.d.
getijverschil (m)	Nog aan te vullen	n.d.	1-5

Overzicht verloop van project

- Verzamelen en analyseren bestaande gegevens
 - Monitoring voor bijkomende gegevens
- Beschrijving huidige toestand
- Zoeken naar referentielocaties
 - Oplijsten van alle mogelijke maatregelen
 - Nagaan negatieve sociaal-economische of milieueffecten
- Maatregelenpakket MEP
- Bepalen MEP
- Nagaan effectiviteit maatregelen
- Maatregelenpakket GEP
- Bepalen GEP
- Bepalen kosteneffectiviteit van maatregelen
- Bepalen EOR

Oplijsten maatregelen

Maatregelen	Doel maatregel
Morfologische condities	
Verwijderen hard substraat	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Verwijderen sluizen	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Aanbrengen verbeterd hard substraat	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen zandlaag op dijk of harde oever	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen groeizones macrofyten	Verbeteren ecologisch continuüm
Natuurvriendelijke oevers: flauw talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg plasbermen / vooroevers	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg achterplas	Verbeteren ecologisch continuüm
Aangepast sluisbeheer	Voorkomen verzilting

Maatregelen	Doel maatregel
Maatregelen ivm baggerwerken	
Verwijden noodzaak om te baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Impact van baggeren reduceren	Verbeteren ecologisch continuüm
Vermijden van resuspensie sediment	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanpassingen planning baggeren:	Verbeteren ecologisch continuüm
• Aanpassen tijdstip baggeren	
• Ruimtelijke fasering baggeren	

Maatregelen

Maatregelen	Doel maatregel
Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm	
Vispassage aanleggen*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Visvriendelijk sluisbeheer*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Aanleg paaiplaatsen	Verbeteren vispopulatie*
Vermijden inzuig vis bij ontrekkingen	Verbeteren vispopulatie
Regulering recreatief hengelen	Verbeteren vispopulatie
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Bestrijding invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Aanleg fauna uitbreidplaatsen	Verbeteren ecologisch continuüm

Ter discussie: maatregelen ivm:

- afvalwater schepen
- jachthaven: onderhoud / antifouling

Overzicht verloop van project

- Verzamelen en analyseren bestaande gegevens
 - Monitoring voor bijkomende gegevens
- Beschrijving huidige toestand
- Zoeken naar referentielocaties
 - Oplijsten van alle mogelijke maatregelen
 - Nagaan negatieve sociaal-economische of milieueffecten
- Maatregelenpakket MEP
- Bepalen MEP
- Nagaan effectiviteit maatregelen
- Maatregelenpakket GEP
- Bepalen GEP
- Bepalen kosteneffectiviteit van maatregelen
- Bepalen EOR

Verslag stuurgroepvergadering 18/09/08

HASKONING BELGIUM BVBA

Aan	:	Wim Gabriëls, Gaby Verhaegen, Sandra Desmedt, Sofie Bracke
Van	:	Annemie Pals, Bart Vercoutere
Datum	:	19 september 2008
Kopie	:	
Onze referentie	:	817965/M/873173/Mech
Betreft	:	MEP/GEP Antwerpse havendokken

AANWEZIGEN

GHA	Sofie Bracke
VMM	Wim Gabriëls
VMM	Gaby Verhaegen
VMM	Sandra Desmedt
Haskoning	Bart Vercoutere
Haskoning	Annemie Pals

VERONTSCHULDIGDEN

NV De Scheepvaart	Koen Maeghe
INBO	Gerald Louette
INBO	Jan Breine
VMM	Henk Maeckelberghe
VMM	Guido Janssen
VMM-AOW	Ingrid Baeten
MOW	Pieter Lenaerts
MOW	Ina Comhaire
UGent	Jeroen Van Wichelen

AFWEZIGEN

INBO	Kris Van Looy
INBO	Erica Vandenberghe
INBO	Ilse Simoens
INBO	Anik Schneiders
ANB	Alain Dillen
ANB	Rudi Yseboodt
VMM	Koen Martens
VMM	Adelheid Vanhille
MOW	Agnes Peil

Verslag stuurgroepvergadering

1. Overlopen tussentijdsrapport

Er wordt een presentatie gegeven met de belangrijkste gegevens en conclusies uit het tussentijds rapport. De huidige toestand van de dokken, de voorgestelde maatregelen, het MEP, GEP en EKR wordt kort toegelicht.

De presentatie wordt toegevoegd als bijlage bij dit verslag.

2. Opmerkingen op het tussentijds rapport

a) Vooraf doorgestuurde opmerkingen Wim Gabriëls

p. 1: de zin "Het afbakenen van dit MEP en GEP (...) doelstellingen en monitoring" klopt niet. Ik stel voor dit aan te passen als volgt: "Het afbakenen van het MEP en GEP is de verantwoordelijkheid van de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW). Deze afbakening wordt voorbereid door de CIW-subwerkgroep "doelstellingen oppervlaktewater" onder het voorzitterschap van de heer Henk Maeckelberghe van de Vlaamse Milieumaatschappij."

p. 2: de laagste kwaliteitsklasse heet volgens de KRW "slecht" ipv "zeer slecht"

p. 22 en 23: Belgische Biotische Index (BBI) ipv biotische index (BI)

p. 23: "van 5 of 6" ipv "tussen 5 en 6"

p. 24: tabel 2.6: overzicht van de aangetroffen macro-invertebratentaxa (ipv soorten)

p. 24: Illustratie 2.8: Aandeel van de verschillende taxa (ipv soorten)

p. 25 onderaan: aantal taxa met een tolerantiescore >5 (ipv soorten)

p. 26: Indien er hiervoor nog voldoende tijd is, lijkt het me aan te bevelen om Shannon-Wiener en totaal aantal taxa te berekenen op basis van alle aangetroffen taxa ipv enkel op degene die een tolerantieklasse hebben. Onder deze laatste vallen er namelijk ook een aantal exoten, bovendien heb je de tolerantieklasse niet nodig om Shannon-Wiener en totaal aantal taxa te berekenen. Als je dit doet moet je natuurlijk wel de overeenkomstige determinatieniveaus respecteren; en zal het misschien nodig zijn om de klassengrenzen aan te passen die aangegeven worden in paragraaf 5.4.1 en bijlage 3 (ik veronderstel dat deze klassengrenzen eveneens gebaseerd zijn op enkel de taxa die een tolerantieklasse hebben).

→ Alle opmerkingen werden aangepast. De Shannon-Wiener diversiteit scoorde nog steeds 0 indien berekend met alle taxa. De klassengrenzen werden dan ook niet aangepast.

b) Vooraf doorgestuurde opmerkingen Gaby Verhaegen

- Waarom worden bij fyto-benthos maar 200 diatomeeënschaaltjes geteld (p39)? (in de Europese norm EN 14407 staat 'a typical count size is 300 to 500 units', en doorgaans dacht ik dat er betreffende de KRW toch meestal sprake is om 400 schaaltes te tellen)

- Waarvan komt de code VL05_35 voor de Schelde-Rijnverbinding (p68)? (volgens mij is de CIW-naam voor VL05_35: VERLEGDE SCHIJN – HOOFDGRACHT en voor VL05_187: ANTWERPSE HAVENDOKKEN + SCHELDE-RIJNVERBINDING)

- pg 62: tabel voorstel MEP fysico-chemie: waarom hogere saliniteitswaarden dan huidige toestand? (opm SVW tijdens verg) Beter uitleggen/verantwoorden?

→ De nodige aanpassingen/verduidelijkingen werden aangebracht in de tekst.

c) Vooraf doorgestuurde opmerkingen Jeroen Van Wichelen

Jeroen Van Wichelen stuurde een vrij uitgebreide mail met opmerkingen. De belangrijkste bemerkingen zijn:

- het % cyanobacteriën is slechts een ruwe schatting voor de soortssamenstelling van het fytoplankton
 - Microcystis werd ook aangetroffen in de Schelde, het voorkomen in de havendokken is dus niet vreemd
 - retentietijd is een belangrijke factor voor het voorkomen van Cyanobacteriën- bloei
 - de GET voor chlorofyl voor zeer licht brakke meren is mogelijk wat te hoog ingeschat
- Waar mogelijk worden de opmerkingen nog opgenomen in het rapport. Er wordt wel beslist de normen voor zeer licht brakke meren aan te houden gezien geen andere waarden voorhanden zijn en er geen reden is om de normen voor de havendokken strenger te maken dan deze voor natuurlijke brakke meren.

c) Opmerkingen geformuleerd tijdens de vergadering

- Voor de Zuiderzeekrab moet de status als exoot nagegaan worden gezien deze inheems zou zijn in Nederland.
- In bijlage 3 moeten de klassengrenzen van de gebruikte metriecken opgenomen worden zodat alle informatie betreffende de waterlichaamspecifieke maatlatten duidelijk samen staat.
- De beschrijving van de huidige toestand voor fytoplankton berust enkel op waarnemingen van dit jaar terwijl er niet bepaald een zonnige zomer was. Dit zou kunnen leiden tot een onderschatting van de maximale pieken voor chlorofyl en het percentage cyanobacteriën. Deze opmerking zal toegevoegd worden aan het rapport.

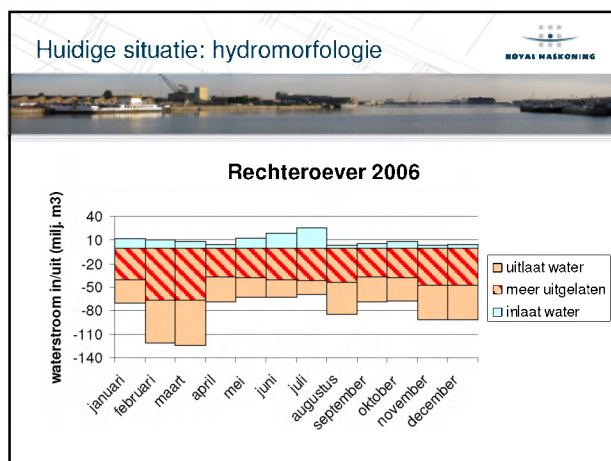
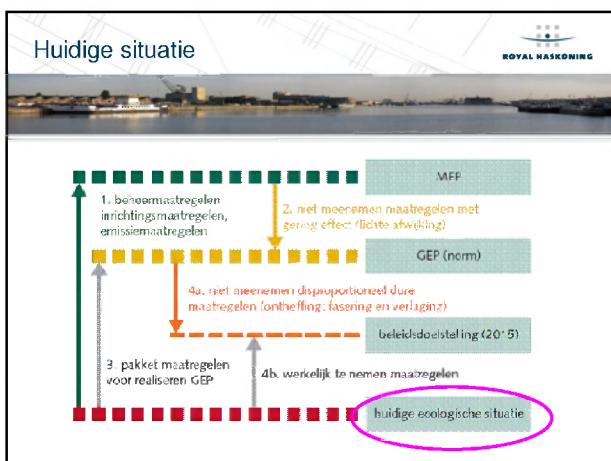
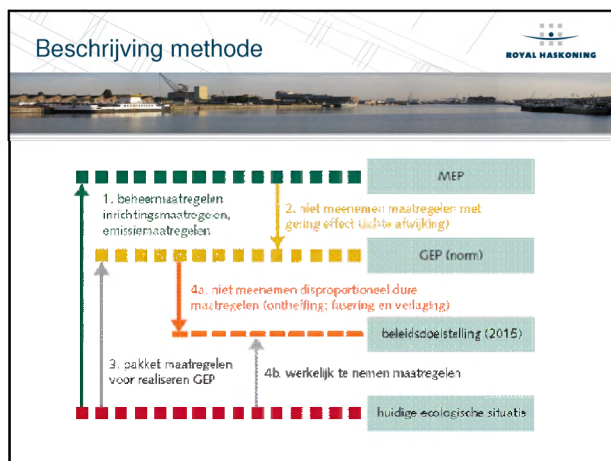
3. Discussie over verder verloop

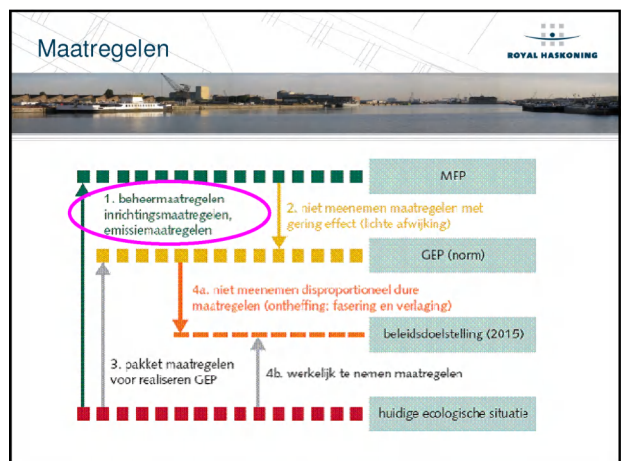
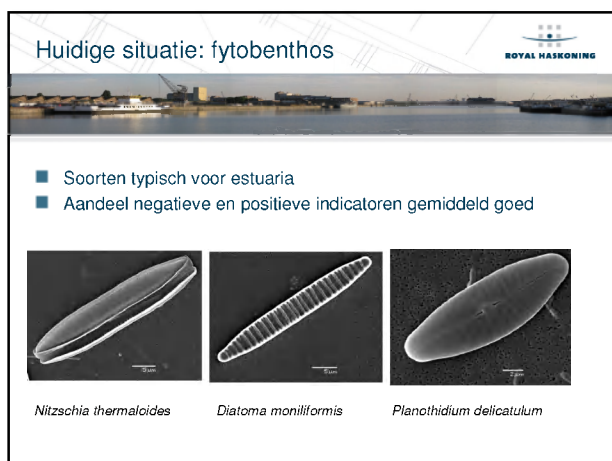
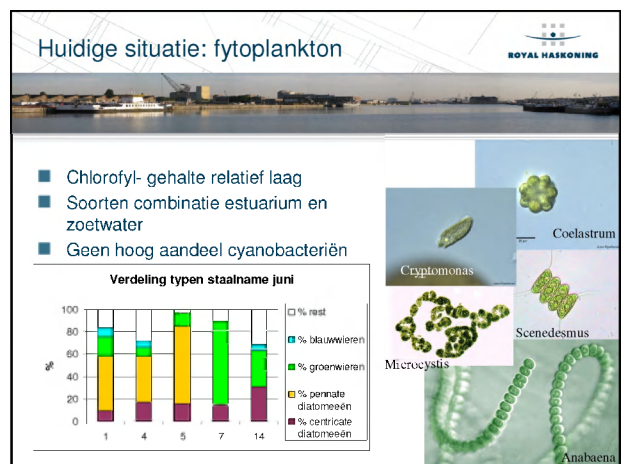
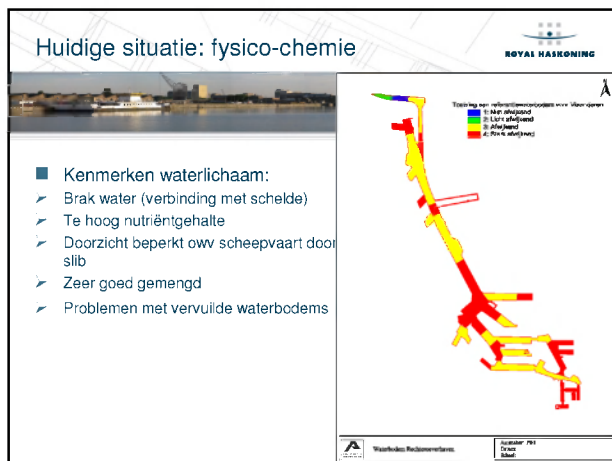
- Er is enige onduidelijkheid of eventuele aanpassingen aan het GEP omwille van ontheffingen (weglaten of temporeel faseren van maatregelen omwille van vb. te hoge kost) al moeten opgenomen worden in het stroomgebiedbeheerplan. Sofie Bracke vraagt dit na bij John Emery.
- Ook wordt de vraag gesteld wat moet gebeuren indien de norm voor fysico-chemie niet gehaald wordt omwille van de invloed van bovenstroomse gebieden. Hierover zijn blijkbaar nog geen richtlijnen voorhanden. Dit is echter eerder een Vlaamse kwestie dan een waterlichaamspecifieke.



Verloop van de presentatie

- Beschrijving methode
- Huidige situatie
- Maatregelen
- MEP
- GEP
- EQR
- Verdere uitwerking





Maatregelen

ROYAL HASKONING

- Morfologische condities
 - Verwijderen hard substraat
 - Verwijderen sluisen
 - Verbeterd hard substraat
 - Zandlaag op talud
 - Groeizones macrofyten op talud
 - Flauw talud
 - Oeverhoekjes
 - Plasbermen/vooroever
 - Achterplas
 - Aangepaste vaarsnelheid

Maatregelen

ROYAL HASKONING

- Morfologische condities
 - ~~Verwijderen hard substraat~~
 - ~~Verwijderen sluisen~~
 - Verbeterd hard substraat
 - Zandlaag op talud
 - Groeizones macrofyten op talud
 - ~~Flauw talud~~
 - Oeverhoekjes
 - Plasbermen/vooroever
 - Achterplas
 - ~~Aangepaste vaarsnelheid~~

Maatregelen

ROYAL HASKONING

- Maatregelen ivm baggerwerken
 - Vermijden noodzaak om te baggeren
 - Verminderen frequentie, diepte en oppervlakte
 - Verjagen vissen voor start
 - Vermijden resuspensie sediment
 - Aanpassen planning baggeren

Maatregelen

ROYAL HASKONING

- Maatregelen ivm baggerwerken
 - ~~Vermijden noodzaak om te baggeren~~
 - ~~Verminderen frequentie, diepte en oppervlakte~~
 - Verjagen vissen voor start
 - Vermijden resuspensie sediment
 - Aanpassen planning baggeren

Maatregelen

ROYAL HASKONING

- Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van de ecologische kwaliteit
 - Vispassage aanleggen
 - Visvriendelijk sluisbeheer
 - Aanleg paaiplassen
 - Creëren rustzones in kaaimuren
 - Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen
 - Handhaving visserij
 - Verhogen alertheid invasieve soorten
 - Bestrijding invasieve soorten
 - Aanleg fauna uittreedplaatsen

MEP

ROYAL HASKONING

1. behoermaatregelen inrichtingsmaatregelen, emissie maatregelen

2. niet meenemen maatregelen met gering effect (lichte afwijking)

3. pakket maatregelen voor realiseren CEP

4a. niet meenemen disproporitioneel dure maatregelen (onthouding, fasering en verlaging)

4b. werkelijk te nemen maatregelen

MEP

CEP (norm)

beleidsdoelstelling (2015)

huidige ecologische situatie

MEP

■ Uitgangspunten

- Huidige situatie is vertrekpunt
- Huidige situatie = GET → MEP = GET
- Huidige situatie < GET → MEP = huidige situatie + maatregelen
- Nooit achteruitgang t.o.v. huidige situatie

```

    graph LR
      A[Maatregelen -pakket MEP] --> B[MEP Hydro-morfologie]
      B --> C[MEP Fysico-chemie]
      B --> D[MEP Biologie]
  
```

MEP: hydromorfologie

Maatregel	Deelmaatlat hydromorfologie	Aandee structuurarm substrat	Aandee structuurrijk oeverprofiel	Aandee oppervlakte/diepte verhouding	Aandee morfologie
Aanbrengen verbeterd hard substraat			X		
Aanbrengen zandlaag op talud			X		
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud			X		
Aanleg en inrichting oeverhoekjes				X	
Aanleg plasberman/vooroever			X		
Aanleg achterplas			X		
Aanleg paaiplaatsen			X		
Creëren rustzones voor vissen			X		
Aanleg fauna uitbreidplaatsen			X		

MEP: hydromorfologie

Parameter	huidige toestand	referentie (M30, M31, M32)	voorstel MEP
Hydrologisch regime			
Dokpeil (mTAW)	RO: +4,17 +/- 0,3 LO: +3,5 +/- 0,4	/	RO: +4,17 +/- 0,3 LO: +3,5 +/- 0,4
Verblijftijd (jaar)	RO: 0,3 LO: 0,83	0,3 20,7	RO: 0,3 LO: 0,83
Morfologie			
oppervlakte/diepte verhouding	>900.000	/	>900.000
Aandee structuurrijk oeverprofiel	33 km talud	/	aandee structuurrijke oeverprofiel gelijkwaardig aan 33 km talud
Aandee structuurarm substraat (%)	79,3	0	6,7

MEP: fysico-chemie

Parameter	Eenheid	Toetswijze	Huidige toestand	GET*	Voorstel MEP
Thermische omstandigheden					
Temperatuur	°C	Maximum	24,2	25°	25°
Impact thermische lozing	°C	Maximum	?	+ 3°	+ 3°
Zuurstofhuishouding					
Opgeloste zuurstof (concentratie)	mg/l	Minimum	6,9	6	6 ?
Opgeloste zuurstof (verzadiging)	%	Maximum	145	120	120
Biochemisch Zuurstofverbruik (BZV)	mg/l O ₂	90-percentiel	3	6	6
Chemisch Zuurstofverbruik (CZV)	mg/l O ₂	90-percentiel	39,1	30	30
Zoutgehalte					
Geluidingsvermogen	µS/cm	90-parcantieel	10.530	15.000	15.000
Chloride (Cl ⁻)	mg/l	90-percentiel	3575	3.000	6.000
Sulfaat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	Gemiddelde	540	400	3.000

MEP: fysico-chemie

Parameter	Eenheid	Toetswijze	Huidige toestand	GET	Voorstel MEP
Verzuuringstoestand					
pH		Min – Max	7,0-8,4	6,0	6,0 – 9,0
Nutrienten					
Totaal stikstof	mg N/l	ZHG	4,5	1,8	1,8
Totaal fosfor	mg P/l	ZHG	0,15	0,11	0,11
Diversen					
Doorzicht	m	ZHG	?	0,9	0,7

MEP biologie: macro-invertebraten

■ Maatregelen met effect op macro-invertebraten

- Maatregelen die zorgen voor macrofyten
- Maatregelen die het substraat verbeteren
- Maatregelen die het profiel verbeteren

+ effect verbeterde fysico-chemie

→ Verbetering mogelijk maar natuurlijke toestand blijft verat

→ Aangepaste maatlat

Metriek	Huidige toestand	GET	Voorstel MEP
Totaal aantal taxa	0	3	1
Shannon-Wiener diversiteit	0	3	1
Index of Trophic Completeness	1	niet in GET	2
Totaal	0,08	/	0,33

MEP biologie: vissen



- Maatregelen met effect op vissen
 - Maatregelen die zorgen voor macrofyten
 - Maatregelen die zorgen voor rust- en paaizones
 - Maatregelen die abundantie voedsel (fytobenthos, macro-invertebraten) verhogen
- + effect verbeterde fysico-chemie
- Nieuwe maatlat die aangepast is aan havendokken
- Verbetering mogelijk, maar met limiet ovw nuttige functies

MEP biologie: vissen



Metriek	Huidige situatie	GET	voorstel MEP
Totaal aantal soorten	3,5	3,5	3,5
Gemiddelde tolerantiewaarde	3,5	3,5	3,5
Totale biomassa (kg/ha)	?	3,5	2
Aandeel exoten (# ind. op totaal)	2	/	3,5
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	1	3,5	2
Macrome soorten (# soorten op totaal)	3	/	3,5
Verdeling in jaarklassen	5	/	5
IBI	3,1	3,5	3,3

MEP biologie: fytoplankton



- Weinig invloed hydromorfologie, wel sterke invloed fysico-chemie en begrazing (macro-invertebraten)
- Bestaande maatlat behouden
- Voldoet nu al bijna aan norm en verbetering te verwachten
- Chlorofyl- gehalte: MEP = GET
- Cyanobacteriën: MEP= huidige toestand

Deelmaatlat	Huidige situatie	GET	voorstel MEP
Chlorofyl a (µg/l)	63,6	60	60
% cyanobacteriën	9,9	10	9,9
		one out all out	one out all out

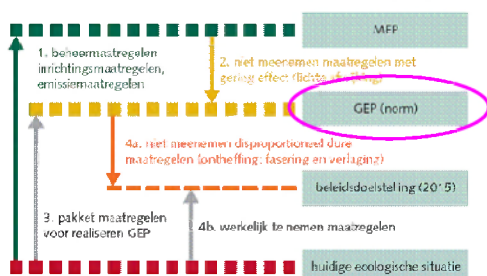
MEP biologie: fytoebenthos



- Vooral beïnvloed door verhoging variatie aan substraat en door begrazing (macro-invertebraten en vissen)
- Nederlandse maatlat zeer licht brakke meren (M30)
- Voldoet nu al aan norm, zelfs iets beter
- MEP= huidige toestand

Parameter	Huidige situatie	GET M30	voorstel MEP
Gemiddelde score	0,66	0,6	0,66

GEP



Effectiviteit van de maatregelen



- Weglaten van weinig effectieve maatregelen
 - Aanbrengen zandlaag op talud
 - Aanleg plasberm/vooroever
 - Verjagen vissen voor start baggeren
 - Visvriendelijk sluisbeheer
 - Aanleg fauna uitbreedplaatsen
- GEP hydromorfologie = MEP
- GEP fysico-chemie = MEP
- GEP macro-invertebraten = MEP
- GEP vissen = MEP

GET





- GEP fytoplankton
 - MEP is hoger dan GET voor cyanobacteriën → GEP= GET
 - Voor chlorofyl gehalte: GEP= MEP
- GEP fytoebenthos
 - MEP is hoger dan GET → GEP= GET

EQR





Maatlat	Huidige score	MEP	EKR	waterkwaliteit
Macro-invertebraten	0,08	0,33	0,15	slecht
Vissen	3,1	3,5	0,53	matig
Fytoebenthos	0,65	0,65	1	zeer goed
Fytoplankton				matig
chlorofyl gehalte	63,9	60	0,57	
% cyanobacteriën	9,9	9,9	1	
Totale beoordeling				slecht

Verdere uitwerking







Verdere uitwerking





- Bepalen kosteneffectiviteit
- Noodzaak ontheffingen?
 - Disproportioneel dure maatregelen weglaten
 - Faseren in de tijd, uitstel vragen
- Aanpassen GEP?
- Bepalen prioriteiten uitvoeren maatregelen

Thank you for your attention



www.royalhaskoning.com



ROYAL HASKONING

consultants architects engineers



21 - 23 OKTOBER 2008

flanders expo

IFEST

Verslag vergadering visexperten 21.08.08

HASKONING BELGIUM BVBA

Aan : Haskoning
Van : Bart Vercoutere
Datum : 21 08 08
Onze referentie : 01/V/717965/873007/Mech

Betreft : MEP/GEP dokken Antwerpse haven

AANWEZIGEN

GHA	Sofie. Bracke
ANB	Alain Dillen
INBO	Jan Breine
	Rudi Yseboodt
Haskoning	Annemie Pals
Haskoning	Bart Vercoutere

Verslag vergadering

1. Doel van de vergadering

De MEP/GEP studie van het waterlichaam van de dokken van de Antwerpse haven impliceert verschillende maatregelen om de hydromorfologie van de dokken aan te passen of te verbeteren. Deze maatregelen dienen naar efficiëntie beoordeeld en gerangschikt worden. De doelstelling deze vergadering is het overlopen van deze maatregelen, na te gaan of de omschrijving correct is, er maatregelen ontbreken en het geheel te beoordelen op hun waarde voor de visfauna van de dokken.

De vergadering overloopt aan de hand van een selectie van relevante hoofdstukken uit het rapport. Meer specifiek wordt er nagegaan:

- in welke mate de actuele beschrijving van de visfauna adequaat gebeurd is (correcte inschatting IBI);
- welke maatregelen voorgesteld worden;
- wat hun relevantie is;
- hoe het MEP en GEP gedefinieerd zal worden.

2. Opmerkingen

- actuele beschrijving

Snoekbaars is in principe een exoot. De vraag wordt gesteld in welke mate de parameters die soort-specifiek zijn (bvb. Zeelt & Snoek recrutering) relevant zijn voor deze dokken. Er kan immers maar een fractie van de aanwezige vis gevangen worden en de dokken zijn binnen het Schelde estuarium vermoedelijk een relatief marginale zone.

Beter is te vetrekken vanuit de functie die deze dokken in dat estuarien systeem kan hebben:

- Kraamkamer;
- Opgroeigebied;
- Verbindingszone;
- Foerageergebied;
- Rustgebied.

Er wordt geoordeeld dat vooral rust, opgroei en verbindingsgebied de belangrijkste functies zijn. Daarom wordt er een metriek voor de beschrijving van de migrerende vispopulaties naar voor gebracht : het aandeel diadrome soorten (zowel op- af afwaarts trekkende vissen), inclusief aandeel estuariene soorten.

Er wordt even gedacht aan het tellen van het aantal gestreste botten (die morfologisch van hun niet gestreste soortgenoten kunnen onderscheiden worden). Gezien er tot op heden geen gevangen zijn wordt deze metriek niet weerhouden.

Sonargegevens kunnen goede indicatie geven van locaties met veel vis, maar zijn niet geschikt voor het berekenen van biomassa aan vis.

Te verwachten exoten zijn in wezen gibel, blauwbandgrondel en zonnebaars.

In het algemeen wordt gesteld dat de metrieken getoetst moeten worden aan de bijlage 5 van de kaderrichtlijn.

Er wordt nog gediscussieerd over het beschrijven van vispopulaties (aan/afwezigheid, aantal, gewichtpercenten) en over het nut de zouttolerantie van de vispopulatie op te volgen. Deze zijn echter niet weerhouden voor verdere verwerking.

In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de genomen beslissingen aangaande de op te nemen metrieken.

Tabel 1: Overzicht van de weg te laten, de te behouden en de nieuw toegevoegde maatlaten

Metriek	voorgestelde maatlat
Totaal aantal soorten	behouden
Gemiddelde tolerantiewaarde	behouden
Type soorten	weggelaten
Snoek rekrutering en biomassa (kg/ha)	weggelaten
Zeelt rekrutering en biomassa (kg/ha)	weggelaten
Totale biomassa (kg/ha)	behouden
Aandeel exoten (# ind. op totaal)	behouden in gewijzigde vorm
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	behouden
Diadrome soorten (# soorten op totaal)	nieuw
Aanwezigheid jaarklassen	nieuw

- maatregelen & relevantie

De lijst met maatregelen wordt overlopen. Er wordt vastgesteld dat het aanmeren van boten grote waterverplaatsingen inhoudt, zodat alle maatregelen aan de rand van kaaimuren steeds inhouden dat een deel van de aanwezige biota zal weggezogen worden.

De meest efficiënte maatregelen worden genomen rond schuine taluds, waar de efficiëntie van de maatregel toeneemt naarmate er meer onderwaterschuilplaatsen ontstaan. In stijgend belang gaat de voorkeur uit naar achterplas en helofyten op de oever. Vispaaiplaatsen zijn enkel effectief wanneer ze in echt rustige zones aangelegd worden. Stroming en golfslag vernielen veel vegetatie en broed.

Ook poreuze beton, waardoor meer aanhechting is voor onderwaterfauna en flora, wordt als waardevol voor de visfauna aanzien.

Een zeer belangrijk aspect is het baggeren van de dokken. Er wordt ingeschat dat de vissen de baggeractiviteit zelf kunnen ontvluchten, maar baggeren op zich schaadt de functie als rust en foerageergebied. Een ideale periode voor baggeren is moeilijk definieerbaar, gezien zowel kata- als anadrome vissen op verschillende momenten trekken. In het algemeen kan mei-juni als een te mijden periode aangehaald worden en september-oktober als een gunstigere periode. In het algemeen dienen alle maatregelen genomen te worden om resuspensie te vermijden.

Vispassages zijn enkel noodzakelijk aan de pompgemalen.

Visvriendelijk sluisbeheer lijkt niet effectief want actueel is er reeds veel uitwisseling en trekgedrag tussen Schelde en de dokken.

Er wordt ook nog nagegaan in welke mate de palingverordening eventueel maatregelen in zich heeft die kunnen opgenomen worden in dit document.

Handhaving van de (hobby)visserij en stroperij is een belangrijk beleidsaspect. Zowel wat betreft effectieve vangst als voor wat betreft uitzettingen.

- MEP/GEP

Inzake de metriek voor exoten wordt verwacht dat in de komende jaren meerdere exoten het systeem zullen binnendringen (zie hoger).

Overleg MEP maatlat vissen



Overzicht

- **Huidige situatie**
 - Soortenlijst
 - IBI
- **Maatregelen**
 - Totale lijst maatregelen
 - Haalbaarheid
 - Maatregelenpakket MEP
- **MEP**
 - MEP hydromorfologie
 - MEP fysico-chemie
 - MEP vissen
- **GEP**



Overzicht

- **Huidige situatie**
 - Soortenlijst
 - IBI
- **Maatregelen**
 - Totale lijst maatregelen
 - Haalbaarheid
 - Maatregelenpakket MEP
- **MEP**
 - MEP hydromorfologie
 - MEP fysico-chemie
 - MEP vissen
- **GEP**



Huidige situatie

Soort		1996 RO	1996 LO	1998 RO	2008 RO	2008 LO
Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	X				
Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	X	X	X	X	X
Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>				X	X
Brasem	<i>Abramis brama</i>	X	X	X	X	X
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	X		X	X	X
Bot	<i>Platycthis flesus</i>	X	X	X	X	X
Dunilpharder	<i>Liza ramada</i>	X		X		
Haring	<i>Clupea harengus</i>	X	X	X	X	X
Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	X		X		
Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	X		X		X
Koomaanvis	<i>Atherina presbyter</i>			X		
Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	X	X	X	X	X
Pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	X				
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	X		X		
Snoekbaars	<i>Stizostedion lucioperca</i>	X		X	X	X
Spieling	<i>Osmerus eperlanus</i>			X	X	
Winde	<i>Leusiscus idus</i>	X				



Huidige situatie

Soort	saliniteit	Trofische groep*	Habitat-preferentie	Tolerantie-waarde	gevoeligheid		
					VS	FR	P
Alver	zoetwater	OMN		2			
Baars	zoetwater	INSV/PISCV	P	2			
Brakwatergrondel	marien	INVV	B	2	x		
Brasem	zoetwater	OMN	D	1			
Blankvoorn	zoetwater	OMN	P	1			
Bot	katsdroom	INVV/PISV	B	2	x	x	
Dunilpharder	katsdroom	OMN	P	2			
Haring	marien	INVV	P	1		x	x
Karper	zoetwater	OMN	D	2			
Kolblei	zoetwater	OMN	D	2			
Koomaanvis	marien	INVV/PISV	P	2			
Paling	katsdroom	OMN	B	2		x	
Pos	zoetwater	INV	B	2	x		
Rietvoorn	zoetwater	OMN	P	4	x		
Snoekbaars	zoetwater	PISV	D	1			
Spieling	zoetwater	INVV/INV	D	4	x	x	x
Winde	zoetwater	OMN	P	4		x	x



Huidige situatie

Metriek	minimale score	maximale score
totaal aantal soorten	3	4
gemiddelde tolerantiewaarde	3	4
type soorten	1	3
Snoek recrutering en biomassa	1	1
Zeelt recrutering en biomassa	1	1
Totale biomassa (kg/ ha)	/	/
Gewicht % exoten	5	5
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	1	3
Totale score IBI	2,1	3



Huidige situatie

- **Discussiepunten**
 - Gebruik sonargegevens
 - Omzetting naar IBI correct?



Overzicht

- **Huidige situatie**
 - Soortenlijst
 - IBI
- **Maatregelen**
 - Totale lijst maatregelen
 - Haalbaarheid
 - Maatregelenpakket MEP
- **MEP**
 - MEP hydromorfologie
 - MEP fysico-chemie
 - MEP vissen
- **GEP**



Maatregelen

Maatregelen	Doel maatregel
Morfologische condities	
Verwijderen hard substraat	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Verwijderen sluiten	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Aanbrengen verbeterd hard substraat	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen zandlaag op talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Natuurvriendelijke oevers: flauw talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg plasbermen / vooroevers	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg achterpijls	Verbeteren ecologisch continuüm
Aangepaste vaarsnelheid	Verbeteren ecologische kwaliteit
Maatregelen ivm baggerwerken	
Vermijden noodzaak om te baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Verminderen frequentie, diepte en oppervlakte baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Verjagen vissen voor start baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Vermijden van resuspensie sediment	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanpassingen planning baggeren: • Aanpassen tijdstip baggeren • Ruimtelijke fasering baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm



Maatregelen

Maatregelen	Doel maatregel
Morfologische condities	
Verwijderen hard substraat	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Verwijderen sluiten	Opheffen effecten hydromorfologische ingrepen
Aanbrengen verbeterd hard substraat	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen zandlaag op talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Natuurvriendelijke oevers: flauw talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg plasbermen / vooroevers	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg achterpijls	Verbeteren ecologisch continuüm
Aangepaste vaarsnelheid	Verbeteren ecologische kwaliteit
Maatregelen ivm baggerwerken	
Vermijden noodzaak om te baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Verminderen frequentie, diepte en oppervlakte baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Verjagen vissen voor start baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Vermijden van resuspensie sediment	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanpassingen planning baggeren: • Aanpassen tijdstip baggeren • Ruimtelijke fasering baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm



Maatregelen

Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm

Vispassage aanleggen*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Viairvriendelijk sluisbeheer*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Aanleg paaiplaatsen	Verbeteren vispopulatie*
Creëren rustzones voor vissen	Verbeteren vispopulatie*
Vermijden inzuigvis bij onttrekkingen	Verbeteren vispopulatie
Regulering en handhaving recreatief hengelen	Verbeteren vispopulatie
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Bestrijding invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Aanleg fauna uitloopplaatsen	Verbeteren ecologisch continuüm



Maatregelenpakket MEP

Maatregelen	Doel maatregel
Morfologische condities	
Aanbrengen verbeterd hard substraat	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen zandlaag op talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg en inrichting oeverhoekjes	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg plasbermen / vooroevers	Verbeteren ecologisch continuüm
Aanleg achterpijls	Verbeteren ecologisch continuüm
Maatregelen ivm baggerwerken	
Verjagen vissen voor start baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm
Vermijden van resuspensie sediment	Verbeteren ecologische kwaliteit
Aanpassingen planning baggeren: • Aanpassen tijdstip baggeren • Ruimtelijke fasering baggeren	Verbeteren ecologisch continuüm



Maatregelenpakket MEP

Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm

Vispassage aanleggen*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Visvriendelijk sluisbeheer*	Verbeteren vismigratie (met achterland)*
Aanleg paadplaatsen	Verbeteren vispopulatie*
Creëren rustzones voor vissen	Verbeteren vispopulatie*
Vermijden inzuig vis bij onttrekkingen	Verbeteren vispopulatie
Regulering en handhaving recreatief hengelen	Verbeteren vispopulatie
Verhogen alertheid voor invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Bestrijding invasieve soorten	Verbeteren inheemse populaties*
Aanleg fauna uitstapplaatsen	Verbeteren ecologisch continuüm



Maatregelen

Discussiepunten

- Ontbreken er maatregelen voor de vissen?
- Wat is het belang/ de impact van de maatregelen voor vispopulatie?
- Wat is de benodigde oppervlakte/lengte vooraleer maatregel impact heeft?
- Wat is de haalbaarheid maatregelen (voor waterbouwkundig ingenieurs)?



Overzicht

- **Huidige situatie**
 - Soortenlijst
 - IBI
- **Maatregelen**
 - Totale lijst maatregelen
 - Haalbaarheid
 - Maatregelenpakket MEP
- **MEP**
 - MEP hydromorfologie
 - MEP fysico-chemie
 - MEP vissen
- **GEP**



MEP

Maatregelen
-pakket MEP

MEP
Hydro-
morfologie

MEP
Fysico-
chemie

MEP
Biologie



MEP hydromorfologie

Maatregel	Deelmaatstaf hydromorfologie			
	Diepte, oppervlakte en omtrek	Structuur oeverzone	Structuur substraat	Structuur bodem
Aanbrengen verbeterd hard substraat			X	
Aanbrengen zandlaag op talud			X	
Aanbrengen groei zones macrofyten op talud			X	
Aanleg en inrichting oeverhoekjes		X		
Aanleg plasbermen/vooroevers		X		
Creëren rustzones voor vissen		X		
Aanleg fauna uitstapplaatsen				



MEP hydromorfologie

Parameter	huidige toestand	referentie (M30, M31, M32*)	voor stel MEP
Diepte, oppervlakte en omtrek			
oppervlakte/diepte verhouding	>900.000	?	>900.000
Structuur oeverzone			
helling (°)	91% 70° 9% 15°	10-70°	91% 70° 9% 15°
aandeel structuurarme oever (%)	91	0	10
structuur substraat en bodem			
aandeel structuurarm substraat (%)	91	0	0
hoeveelheid silt (%)	100	50-100	100



MEP fysico-chemie

Parameter	huidige situatie	GET M30*	GET M31*	GET M32*	voorstel MEP
totaal fosfaat (mg P/l)	0,17	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
totaal stikstof (mg N/l)	4,19	≤1,8	≤1,8	≤1,8	≤1,8
temperatuur (maximale dagwaarde)	24,2	≤25	≤25	≤25	≤25
pH	7,9	6,0-9,0	7,5-9,0	6,5-9,0	6,0-9,0
doorzicht (m)	?	≥0,9	≥0,9	≥0,9	
chloride (mg/l)	2414	300-3000	3000-10000	10000-18000	≤3000
zuurstof (mg/l)	89,7	60-120	60-120	60-120	60-120



MEP vissen

Metriek	Huidige situatie	GET	voorstel MEP
Totaal aantal soorten	3,5	3,5	3,5
Gemiddelde tolerantiewaarde	3,5	3,5	3,5
Type soorten	2	3,5	3
%Rutilus rutilus	2	3,5	3,5
%Scardinus erythrophthalmus	1	3,5	2
%Abramis brama	3	3,5	3,5
Snoek recrutering en biomassa (kg/ha)	1	3,5	/
Zeelt recrutering en biomassa (kg/ha)	1	3,5	/
Totale biomassa (kg/ha)	?	3,5	2
Gewicht % exoten	5	3,5	5
Gewicht ratio piscivoren/ niet-piscivoren	1,5	3,5	2
IBI	2,5	3,5	3,1



MEP

- **Discussiepunten**
 - Wat is een haalbare biomassa?
 - Wat is een haalbare ratio piscivoren/niet-piscivoren?
 - Is het voorkomen van rietvoorn, zeelt en snoek haalbaar?



GEP

	Prioriteit	Soortaanstelling en -rijdom	abundantie en natuurlijke aanloop	trifische structuur	voorwaarden
Maatregelen					
<i>Morfologische condities</i>					
Aanbrengen verbeterd hard substraat					
Aanbrengen zandlaag op talud					
Aanbrengen groeizones macrofyten op talud					
Aanleg en inrichting oeverhoekjes					
Aanleg plasbermen / vooroever					
Aanleg achterplas					
<i>Maatregelen ivm baggerwerken</i>					
Verjagen vissen voor start baggeren					
Vermijden van resuspensie sediment					
Aanpassingen planning baggeren:					
• Aanpassen tijdstip baggeren					
• Ruimtelijke fasering baggeren					



Maatregelen

Bijkomende maatregelen voor het verbeteren van het ecologisch continuüm

	Prioriteit	Soortaanstelling en -rijdom	abundantie en natuurlijke aanloop	trifische structuur	voorwaarden
Vissage aanleggen*					
Vissage in situ, beheer*					
Aanleg paalpijlers					
Creëren rustzones voor vissen					
Vermijden van vis bij onttrekkingen					
Regulering en handhaving recreatief hangeven					
Verhogen alertheid voor invasieve soorten					
Bestrijding invasieve soorten					
Aanleg fauna uitbreidingsplaatsen					

