

# Default-MEP/GEP's voor sterk veranderde en kunstmatige wateren

Concept versie 8 (30 november 2005)

## Redactie:

R. Pot (Roelf Pot onderzoek- en adviesbureau)

## Auteurs:

W. Altenburg (Altenburg & Wymenga)  
G. Arts (Alterra)  
M.C. Beers (OVB)  
P. van Beers (Waterschap Veluwe)  
M.S. van den Berg (RIZA)  
J. van den Bergs (Wetterskip Fryslân)  
R. Bijkerk (Koeman en Bijkerk)  
T. Buijse (RIZA)  
R. Buskens (Taken Landschapsplanning)  
H. van Dam (Grontmij|Aquasense)  
G. Duursema (Waterschap Velt en Vecht)  
G. van Ee (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier)  
C.H.M. Evers (Royal Haskoning)  
A.W. Fortuin (Waterschap Zeeuwse Eilanden)  
N.G. Jaarsma (Witteveen+Bos)  
M. Klinge (Witteveen+Bos)  
R.A.E. Knobben (Royal Haskoning)  
B.W. Knol (Waterschap Regge en Dinkel)  
B. van Maanen (Waterschap Roer en Overmaas)  
D.T. van der Molen (RIZA)  
R. van Nispen (Waterschap Brabantse Delta)  
F. Ottburg (Alterra)  
R. Pot (Roelf Pot onderzoek- en adviesbureau)  
H. Roodzand (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier)  
J. Samuels (Waterschap Brabantse Delta)  
Y.C.M. van Scheppingen (Waterschap Zeeuws Vlaanderen)  
H. Smeets (Waterschap Rivierenland)  
W. Twisk (Hoogheemraadschap van Scheiland en de Krimpenerwaard)  
H. Vlek (Alterra)  
T. Vriese (OVB)

## Projectleider:

D.T. van der Molen (RIZA)

## Voorwoord

De Kaderrichtlijnwater vraagt ons ecologische doelstellingen voor het oppervlaktewater te formuleren. De richtlijn geeft daarbij nauwkeurig aan aan welke voorwaarden deze doelstellingen dienen te voldoen. Voor natuurlijke watertypen is hier nationaal invulling aan gegeven, wat heeft geresulteerd in 3 rapporten over referenties en maatlatten. Hoewel internationale harmonisatie, validatie en bestuurlijke goedkeuring nog niet zijn afgerond, zijn deze rapporten wel een goed vertrekpunt voor de ecologische doelen van sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen. Hiervoor staat de regionale waterbeheerder aan de lat.

Om de waterbeheerder daarbij te helpen en om er voor te zorgen dat er in Nederland een uniforme en transparante aanpak wordt gevolgd, is een Handreiking MEP/GEP opgesteld (verkrijgbaar via de STOWA website). Als onderdeel van deze Handreiking wordt een aantal hulpmiddelen aangeboden. Dit rapport met default MEP/GEP's is daar één van.

Default MEP/GEP's zijn uitwerkingen van de ecologische doelen voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen uitgaande van vooraf vastgestelde onomkeerbare ingrepen en mitigerende maatregelen. Het zijn voorbeelden behorend bij de stappen 10 en 11 uit de Handreiking. Hierbij is uitgegaan van groepen veelvoorkomende waterlichamen, algemeen bekende fysieke ingrepen en voor de hand liggende mitigerende maatregelen.

De waterbeheerder kan de aanpak en resultaten gebruiken om voor specifieke waterlichamen doelen af te leiden.

De versie die nu voorligt is nog geen eindversie. Er is deels al wel rekening gehouden met de uitkomsten van de internationale workshop in Praag (17-19 november), waarmee een iets andere aanpak ook mogelijk wordt gemaakt. De aanpassingen zijn echter achteraf gemaakt, al zal het voor de uitkomsten vermoedelijk weinig verschil maken. Verder heeft er aan het eind van 2005 een validatie en verdere operationalisering van de maatlatten plaatsgevonden. Hiermee is sommige gevallen wel, maar in de meeste gevallen nog geen rekening gehouden. Mogelijk zullen deze zaken in een latere versie (die momenteel nog niet is voorzien) worden bijgesteld. Deze versie is al wel beschikbaar gesteld, omdat deze nu al behulpzaam kan zijn bij de uitwerking van ecologische doelen voor sterk veranderde en kunstmatige wateren.

November 2005

D.T. van der Molen  
Voorzitter Werkgroep Doelstellingen Oppervlaktewater

## Samenvatting

In het proces om te komen tot ecologische doelen voor sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewateren is het beschrijven van het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) een belangrijke stap. Hiervoor dient eerst een Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) te worden vastgesteld. Er zijn twee methoden waarop dit kan. Ten eerste door uit te gaan van de referentiebeschrijving van het meest gelijkende natuurlijke type en hierbij de effecten van onomkeerbare hydromorfologische veranderingen en mitigerende maatregelen te verrekennen. Ten tweede door uit te gaan van de huidige toestand en daar de effecten van alle relevante maatregelen aan toe te voegen. Beide methoden zijn best lastig. Bij de uitwerking is daarom ook zoveel mogelijk gebruik gemaakt van meetgegevens. Soms als check achteraf, maar vaak stonden meetgegevens in de analyse centraal. De uitwerking naar doelen vergt een gedegen ecologische kennis.

Als illustratie van een mogelijk werkwijze om dit te doen is een aantal 'default' MEP's en GEP's afgeleid. De 'defaults' zijn gemaakt voor wateren van veelvoorkomende watertypen met veelvoorkomende hydromorfologische veranderingen. Waterbeheerders kunnen de werkwijze en/of resultaten overnemen of kunnen dit als vertrekpunt nemen voor het afleiden van ecologische doelen voor specifieke wateren.

Er zijn drie groepen sterk veranderde watertypen en een groep kunstmatige wateren gekozen op basis van het voorkomen op de kaart met waterlichamen. Dit zijn de beken op zand (typen R5 en R6), zoete, gebufferde meren (M14, M20 en M27), brakke wateren (M30) en kanalen (M7 en M10). De clustering heeft plaats gevonden op basis van overeenkomst in type ingrepen en maatregelen. Voor de beken zijn dit kanalisatie en verstuwning, gecompenseerd door vistrappen. Voor zoete meren zijn dit combinaties van peilbeheer en oeververdediging en voor de brakke wateren alleen peilbeheer. Voor kanalen zijn de belangrijkste kunstmatige elementen: beschoeiing, dynamiek ten gevolge van scheepvaart en natuurvriendelijke oevers.

Bij de uitwerking is uitgegaan van de referenties van de meest vergelijkbare natuurlijke typen. De biologische effecten van de hydromorfologische veranderingen zijn hiermee verrekend. Dit is een theoretische benadering die niet altijd mogelijk bleek te zijn. Zeker niet voor iedere ingreep afzonderlijk. Bij de uitwerking is daarom ook zoveel mogelijk gebruik gemaakt van meetgegevens. Soms als check achteraf, maar vaak stonden meetgegevens in de analyse centraal.

In beken zijn kanalisatie en verstuwning gekozen als onomkeerbare ingrepen. De aanwezigheid van vispassages is als gangbare mitigerende maatregelen beschouwd en maaionderhoud als logische consequentie van de ingreep. Het grootste effect vloeit voort uit het verlies aan profiel-variatie, waardoor habitat en daarmee soorten verdwijnen. Door verlies van retentie in de oeverzone kunnen concentraties nutriënten oplopen in het water. Aangenomen is dat de ingrepen en maatregelen er toe leiden dat zowel voor waterplanten, macrofauna en vissen de Goede Ecologische Toestand niet meer haalbaar is. Voor al deze groepen wordt een Maximaal Ecologisch Potentieel en een aangepaste maatlat afgeleid. Sommige deelmaatlaten blijven wel identiek aan die van de natuurlijke toestand.

In zoete meren zijn het peilbeheer en oeververdediging gekozen als onomkeerbare ingrepen. Beide hebben met name invloed op oeverplanten en er is aangenomen dat de Goede Ecologische Toestand ook voor de daarvan afhankelijke macrofauna en vissen niet meer haalbaar is. Voor al deze groepen wordt een Maximaal Ecologisch Potentieel en een aangepaste maatlat afgeleid. Het fytoplankton is alleen indirect afhankelijk van deze ingrepen. Door verlies van retentiegebieden kunnen concentraties nutriënten oplopen in het water. Op basis van gegevens van meren met deze ingrepen en zonder een extreem lage belasting met nutriënten, blijkt dat de Goede Ecologische Toestand voor fytoplankton gewoon gehaald kan worden. Hiervoor wordt daarom geen aangepaste maatlat opgesteld. Als gevolg daarvan wordt ook de deelmaatlat voor macrofyten niet aangepast.

Voor zwak brakke wateren is ook peilbeheer als onomkeerbare ingreep gekozen en dit pakt op vergelijkbare wijze uit als voor zoete meren. Daarin is ook inbegrepen het verbreken van de verbinding met zoute wateren en verzoeting die het gevolg is van waterafvoer uit het achterland. Dit heeft vooral voor het beoordelen van de vissen grote gevolgen.

Kanalen zijn gekozen als voorbeeld van kunstmatige wateren. Deze worden eerst globaal beschreven op de manier zoals dat ook voor de natuurlijke wateren in de referentie is gedaan. Daarna wordt beoordeeld welke natuurlijke wateren het meest gelijken en in welk opzicht ze hydromorfologisch daarvan nog afwijken. Het

blijkt dat de meeste kanalen zowel aspecten van rivieren als van meren hebben. Voor fytoplankton, macrofyten en fyto bentos is het rivierkarakter van veel kanalen niet te verwaarlozen. Voor macrofauna en vis is het stagnante meer-karakter overheersend. In alle gevallen is de maatlat aangepast zodat die rekening houdt met beide aspecten.

Door de aanpassingen van de maatlatten aan de onomkeerbare ingrepen bij sterk veranderde waterlichamen en aan de fysieke kenmerken van kunstmatige waterlichamen neemt het aantal wateren waar de doelstellingen kan worden gehaald toe. Voor sommige waterlichamen lijkt het GEP echter onder huidige omstandigheden moeilijk bereikbaar. Het probleem is hierbij vaak eutrofiëring.

Uitdrukkelijk wordt gesteld dat er per cluster van waterlichamen is uitgegaan van een bepaalde situatie met ingrepen en maatregelen. In de praktijk zullen er vaak nog andere ingrepen ook spelen. Verder zijn er vaak ook nog andere maatregelen mogelijk; er is niet gestreefd naar een volledige lijst maatregelen, omdat de mogelijkheden hiervoor per waterlichaam verschillen. Om dit te compenseren is onder het kopje "I have a dream" wel een globaal beeld geschetst van mogelijke andere inrichtings- en beheermaatregelen. Wanneer deze ook (naast emissie maatregelen en de maatregelen genoemd in de hoofdttekst) uitgevoerd kunnen worden is wel zo'n beetje het maximale gedaan.

De ervaringen met de maatlatten voor natuurlijke wateren en sterk veranderde wateren leveren suggesties op voor vereenvoudiging of verandering waarbij ook aan de eisen van de KRW wordt voldaan. Deze zijn gebundeld in een aparte bijlage bij dit document. Er zijn suggesties voor deelmaatlatten van de meeste biologische kwaliteitselementen. Hiermee kan tevens de aansluiting op de huidige meetpraktijk verder vergroot worden. De suggesties worden nader bestudeerd in een lopend project waarin validatie en verdere operationalisering van de biologische maatlatten van natuurlijke watertypen centraal staan.

concept

# Inhoudsopgave

1	INTRODUCTIE	7
1.1	Defaults als vertrekpunt	7
1.2	Wat zegt de kaderrichtlijn water?	7
1.3	De vaststelling van het mep in de praktijk	8
1.4	Een pragmatisch alternatief	8
1.5	Aanpassingen van maatlatten	9
1.6	Hoe kan de beheerder de defaults gebruiken?	10
1.7	Definities	10
2	METHODEN	11
2.1	Algemene aanpak	11
2.2	Hydromorfologie en fysische-chemie	11
2.3	Fytoplankton	11
2.4	Waterplanten en fyto benthos	12
2.5	Macrofauna	12
2.6	Vissen	13
2.7	MEP, GEP en afgeleide maatlatten: EKR	14
3	RIVIEREN	15
3.1	Kanalisisatie zonder of met weinig verstuwning	16
3.1.1	Hydromorfologie en fysische-chemie	16
3.1.2	Waterplanten en fyto benthos	17
3.1.3	Macrofauna	20
3.1.4	Vissen	23
3.2	Kanalisisatie met sterke verstuwning	27
3.2.1	Hydromorfologie en fysische-chemie	27
3.2.2	Waterplanten en fyto benthos	28
3.2.3	Macrofauna	29
3.2.4	Vissen	31
3.3	Aanvullende maatregelen	34
3.3.1	I have a dream ...	34
3.3.2	Waterplanten en fyto benthos	34
3.3.3	Macrofauna	35
3.3.4	Vissen	35
4	MEREN MET ZOET WATER	36
4.1	Tegennatuurlijk peilbeheer	37
4.1.1	Hydromorfologie en fysische-chemie	37
4.1.2	Fytoplankton	38
4.1.3	Waterplanten en fyto benthos	40
4.1.4	Macrofauna	45
4.1.5	Vissen	48
4.2	Tegennatuurlijk peilbeheer en oeververdediging	52
4.2.1	Hydromorfologie en fysische-chemie	52
4.2.2	Fytoplankton	52
4.2.3	Waterplanten en fyto benthos	52
4.2.4	Macrofauna	54
4.2.5	Vissen	56
4.3	Gedempt peilbeheer	57
4.3.1	Hydromorfologie en fysische-chemie	57
4.3.2	Fytoplankton	57
4.3.3	Waterplanten en fyto benthos	58
4.3.4	Macrofauna	59
4.3.5	Vissen	60
4.4	Aanvullende maatregelen	61
4.4.1	I have a dream ...	61
4.4.2	Waterplanten	61

4.4.3	Oeverplanten	61
4.4.4	Fytoplankton	62
4.4.5	Macrofauna	62
4.4.6	Vissen	62
5	<b>BRAKKE WATEREN</b>	63
5.1	Peilbeheer	65
5.1.1	Hydromorfologie en fysische-chemie	65
5.1.2	Fytoplankton	65
5.1.3	Waterplanten en fyto benthos	67
5.1.4	Macrofauna	69
5.1.5	Vissen	71
5.2	Aanvullende maatregelen	75
5.2.1	I have a dream ...	75
5.2.2	Macrofyten	75
5.2.3	Macrofauna	75
5.2.4	Vissen	76
6	<b>KANALEN</b>	77
6.1	Globale beschrijving	77
6.1.1	Typologie en bepalende factoren	78
6.1.2	Geografie	78
6.1.3	Hydromorfologie	78
6.1.4	Chemie	79
6.1.5	Biologie	79
6.1.6	Beoordelingssysteem ebeekan	81
6.2	Keuze van meest gelijkende natuurlijke type	81
6.3	Vaststellen van MEP, GEP en maatlatten	82
6.3.1	Hydromorfologie	82
6.3.2	Fytoplankton	83
6.3.3	Macrofyten en fyto benthos	84
6.3.4	Macrofauna	87
6.3.5	Vissen	96
7	<b>LITERATUUR</b>	102
<b>BIJLAGEN</b>		
1	Stapschema uit de Handreiking voor de identificatie en aanwijzing van kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen	105
2	Effecten van peilbeheer op het fytoplankton in meren	106
3	Data-analyse van fytoplankton in kanalen	111
4	Effecten op macrofyten-soorten in rivieren en kanalen	116
5	Effecten van peilbeheer op waterplanten in meren	122
6	Toepassing van de deelmaatlat abundantie oeverbegroeiing	127
7	Data-analyse fyto benthos	130
8	Procedure afleiden MEP/GEP-macrofauna	138
9	Het afleiden van MEP/GEP voor vissen in R-typen	139
10	Het afleiden van MEP/GEP en maatlatten voor vissen in meren	153
11	Gesignaleerde problemen, ideeën over vereenvoudigingen en voorstellen voor verbeteringen van de concept-maatlatten	162

# 1 INTRODUCTIE

## 1.1 DEFAULTS ALS VERTREKPUNT

Nederland bestaat voor het merendeel uit sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen. Daarom is één van de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) van groot belang voor ons land, namelijk: *'beschermen en verbeteren de lidstaten alle kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen, met de bedoeling uiterlijk 15 jaar na de datum van inwerkingtreding van deze richtlijn een goed ecologisch potentieel en een goede chemische toestand van het oppervlaktewater overeenkomstig bijlage V te bereiken'* (Europees parlement en de raad, 2000).

De KRW en bijbehorende richtsnoeren geven nauwkeurig aan hoe de doelen voor natuurlijke wateren en voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen geformuleerd moeten worden en op welke wijze een pakket aan maatregelen moet worden opgesteld. Toch blijven er diverse aspecten over die ruimte bieden voor interpretatie. De Handreiking MEP/GEP (Projectgroep Handreiking, 2005) is opgesteld om een uniforme werkwijze en transparantie te bevorderen bij de aanwijzing van waterlichamen als sterk veranderd of kunstmatig en het afleiden van ecologische doelen voor die waterlichamen. Deze bouwt voort op het Richtsnoer dat voor dit doel is opgesteld (CIS-werkgroep 2.2, 2003). Om de voorgestelde werkwijze in deze Handreiking te toetsen aan de praktijk en te illustreren, zijn tegelijkertijd een aantal voorbeelden uitgewerkt, de zogenaamde 'default MEP/GEP's'. Het betreft voorbeelden voor de stappen 10 en 11 uit de Handreiking (feitelijk vaststellen van MEP, GEP en maatlatten, zie bijlage 1) van sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen die veelvuldig voorkomen in Nederland. Dit rapport doet verslag van de werkwijze om te komen tot en de resultaten van deze defaults. Tevens worden suggesties gedaan voor maatregelen waarvan een effect mag worden verwacht op de beoordeling volgens de beschreven maatlatten. De beheerder kan deze defaults gebruiken als vertrekpunt voor watersystemen die voor wat betreft type en ingrepen lijken op de wateren die hier zijn gebruikt.

Bij defaults wordt uitgegaan van algemeen voorkomende waterlichamen in Nederland, met gangbare ingrepen en voor de hand liggende mitigerende maatregelen. Het betreft:

- laaglandbeken (typen R5, R6) die zijn beïnvloed door kanalisatie en verstuwning
- zoete meren (typen M14, M20 en M27) met peilbeheer en oeververdediging
- zwak brakke wateren (type M30) met peilbeheer
- de grotere kanalen en vaarten (typen M7 en M10)

De nummers verwijzen naar de indeling voor natuurlijke en kunstmatige wateren beschreven door Elbersen et al. (2003) waarvan de referenties en concept-maatlatten voor natuurlijke wateren reeds zijn uitgewerkt (van der Molen *et al.*, 2004a, b).

## 1.2 WAT ZEGT DE KADERRICHTLIJN WATER?

De KRW laat toe om onomkeerbare fysieke ingrepen te verrekenen in de doelstellingen. In feite is dit een eerlijke beoordeling. Immers een beek die door een stad stroomt, een rivier die vanwege veiligheid is ingesnoerd tussen dijken en een meer waarvan het peil niet vrij kan schommelen, worden dan niet meer vergeleken met de mooiste en natuurlijkste rivieren en meren. Als de Goede Ecologische Toestand (GET) die voor natuurlijke omstandigheden is gedefinieerd als gevolg van hydromorfologische ingrepen niet meer haalbaar is, mag een toestand worden gedefinieerd die, gegeven de onomkeerbare fysieke veranderingen, toch een goede ecologische kwaliteit bevat. Dit wordt Goed Ecologisch Potentieel (GEP) genoemd.

Bij het afleiden van de doelen wordt uitgegaan van de referentie van een natuurlijk type. Eerst wordt nagegaan hoe de ingrepen leiden tot hydromorfologische verandering. Vervolgens worden de effecten hiervan op de algemene fysische-chemie ingeschat. Tenslotte volgt hieruit de hoogst haalbare biologische toestand, het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP). Het Goed Ecologisch Potentieel is 'een lichte afwijking' hiervan. Voor het MEP en het GEP wordt vervolgens de biologie vastgesteld en daaruit de eisen ten aanzien van de algemene fysische-chemie en de hydromorfologie.

Er zijn wel een aantal voorwaarden waaronder een GEP mag worden afgeleid. De goede chemische toestand moet onverkort worden gehaald en er moet goed onderbouwd worden waarom die natuurlijke toestand niet hersteld zou kunnen worden. Verder moeten alle relevante mitigerende maatregelen worden beschouwd, waarbij de kosten van maatregelen vooralsnog geen rol spelen. Daarna moeten doelen

transparant worden afgeleid, uitgaande van de referentie van het oorspronkelijke of hydromorfologisch meest vergelijkbare type. Tenslotte volgt toetsing aan de huidige kwaliteit en als het doel niet wordt gehaald dient een pakket aan maatregelen te worden opgesteld en uitgevoerd, of moeten doelen worden gefaseerd en/of verlaagd. Pas bij deze laatste stap wordt er een uitgebreide sociaal-economische afweging gemaakt.

In de Handreiking MEP/GEP is dit uitgewerkt tot de volgende te nemen stappen:

1. De effecten van de onomkeerbare hydromorfologische veranderingen (ingrepen) worden ten opzichte van de referentie ingeschat
2. De effecten van alle relevante mitigerende maatregelen worden daarbij opgeteld; dit leidt tot vaststelling van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) geformuleerd in een beschrijving van de biologie en de algemene fysische-chemie en de hydromorfologie.
3. Het Goed Ecologisch Potentieel wordt vastgesteld als een lichte afwijking van het MEP eveneens geformuleerd in een beschrijving van de biologie.
4. Als laatste volgt toetsing aan de huidige kwaliteit en als het doel niet wordt gehaald dient een pakket aan maatregelen te worden opgesteld en uitgevoerd, of moeten doelen worden gefaseerd en/of verlaagd.

### **1.3 DE VASTSTELLING VAN HET MEP IN DE PRAKTIJK**

De KRW gaat er van uit dat voor iedere ingreep apart is te beoordelen of daardoor de Goede Ecologische Toestand onbereikbaar wordt. In de praktijk heeft de beheerder te maken met een complex van hydromorfologische ingrepen. De KRW gaat er ook vanuit dat bekend is of mitigerende maatregelen het effect van de ingreep teniet kunnen doen. Verder wordt aangenomen dat op basis van de eigenschappen van biologische soort(groep)en te bepalen is in welke mate zij beïnvloed worden door ingrepen en maatregelen. Het Richtsnoer (CIS-werkgroep 2.2, 2003) vermeldt wel dat kennis van oorzaak-gevolg-relaties vaak beperkt is, maar verbindt daar niet de consequenties aan dat het afleiden van doelen en het opstellen van een pakket aan maatregelen daardoor minder duidelijk wordt.

Een voorbeeld van een relatie waar veel kwantitatieve kennis van is, is die tussen algen en nutriënten. Er zijn ook ingrepen en maatregelen die minder vaak voorkomen of waarvan minder gegevens zijn, zodat hier alleen de resultaten van enkele proefprojecten bruikbaar zijn. Voorbeelden hiervan zijn de resultaten van nevengeulen in de grote rivieren, vistrappen of natuurvriendelijke oevers. Tenslotte zijn er ingrepen en maatregelen waar voor de effecten bijna volledig moet worden teruggevallen op de kennis van experts. Een voorbeeld zijn systemen om te voorkomen dat vissen waterkrachtcentrales binnen komen of grootschalig herstel van zoet – zout overgangen.

### **1.4 EEN PRAGMATISCH ALTERNATIEF**

Uit het bovenstaande blijkt dat de Europese Guidance om te komen tot deze ecologische doelen, soms te theoretisch is en onvoldoende aansluit bij de praktijk. Tijdens de EU-workshop 'KRW en hydromorfologie' in Praag (17 - 19 oktober 2005) is op initiatief van Nederland overeenstemming bereikt over de uitwerking van een alternatieve methode om ecologische doelen af te leiden, die beter aansluit bij de huidige werkwijze van waterbeheerders.. Het Nederlandse voorstel kan rekenen op steun van de lidstaten en de EU-commissie en zal verder worden uitgewerkt. Vooruitlopend op definitieve besluitvorming mogen de waterbeheerders al wel volgens de alternatieve aanpak aan de slag.

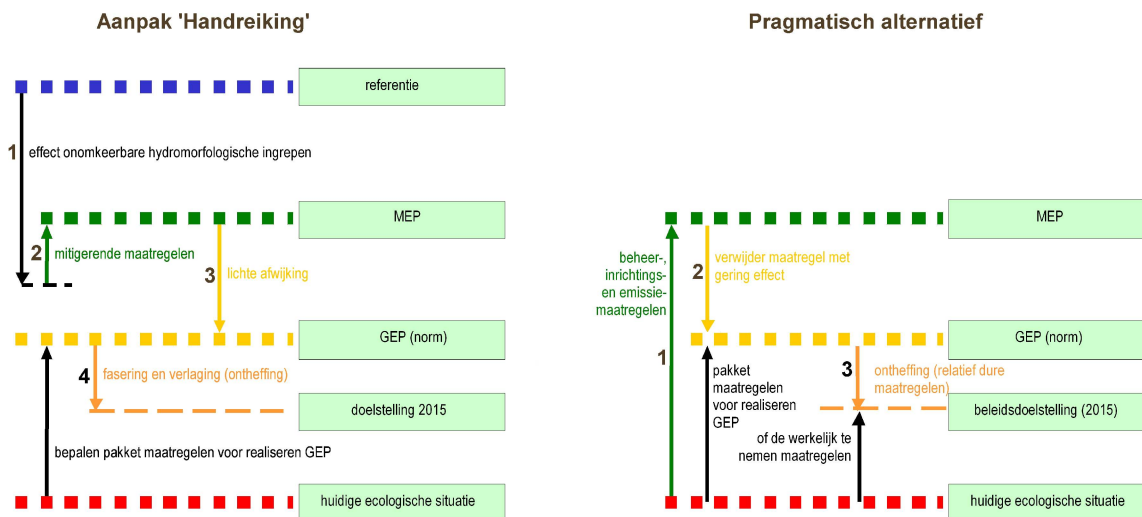
In de alternatieve methode is niet een referentie, maar de bestaande situatie het startpunt voor het afleiden van de doelen. Dit heeft geen consequenties voor de hoogte van de doelen, het gaat enkel om een vereenvoudiging van het proces (zie afbeelding 1.1).

1. Eerst worden de effecten van alle relevante beheer-, inrichtings- en emissie-maatregelen bij de huidige ecologische toestand opgeteld: het MEP. Met 'relevante' wordt bedoeld dat beheer- en inrichtingsmaatregelen die schade aan functies geven hier al achterwege kunnen worden gelaten. Aangenomen moet worden dat andere waterlichamen in het stroomgebied geen beperkingen opleggen voor het functioneren van het watersysteem
2. Het Goed Ecologische Potentieel (GEP) is een lichte afwijking van het MEP. Een mogelijke invulling van het GEP is het verwijderen van de maatregelen die weinig bijdragen aan ecologisch herstel. Hiermee is dan tevens de opgave bekend om het GEP te bereiken.
3. Het GEP is de norm. De beleidsdoelstelling is gebaseerd op de werkelijk te nemen maatregelen en komt daarna tot stand op basis van een maatschappelijke kosten-batenanalyse. Nu wordt ook rekening



gehouden met de kosten van maatregelen. Voor het verschil tussen de norm en de beleidsdoelstelling wordt een ontheffing geformuleerd, bijvoorbeeld voor relatief dure maatregelen.

Het belangrijkste verschil is dat er niet eerst een ecologische doelstelling wordt geformuleerd en daarna gezocht wordt naar een optimaal pakket aan maatregelen om de ze te realiseren, maar de maatregelen meer voorop worden gesteld. De ecologische doelen volgen uit de keuze van de maatregelen. Een ander verschil is dat het verschil tussen herstel- en mitigerende maatregelen minder belangrijk wordt en dat combinaties van ingrepen en maatregelen worden beschouwd in plaats voor ieder afzonderlijk.



Afbeelding 1.1 Oorspronkelijk aanpak uit de Handreiking MEP/GEP en het pragmatische alternatief dat is voorgesteld in Praag

Hoewel het MEP nu kan worden afgeleid uitgaande van de huidige situatie, zijn de maatlatten voor de natuurlijke wateren daarmee niet overbodig geworden. Ten eerste dient altijd per kwaliteitselement te worden nagegaan of de ingrepen en maatregelen er samen toe leiden of de GET haalbaar is. Zo ja, dan is de GET voor dat kwaliteitselement de norm. Zo nee, pas dan mag een MEP en een GEP worden afgeleid. Dit dient bovendien wel te worden beoordeeld in een vergelijkbare vorm als de natuurlijke wateren, met vergelijkbare maatlatten. Het beoordelen op basis van een lijst van gewenste soorten kan bijvoorbeeld worden aangepast door het te behalen percentage te verlagen, maar beoordeling op basis van chlorofyl vervangen door biovolume kan niet.

Bij het maken van defaults is in een aantal gevallen de oorspronkelijke aanpak gevolgd en in andere gevallen een aanpak die veel aansluit bij de alternatieve benadering. Indien de oorspronkelijke weg wordt bewandeld is er zo veel mogelijk ook gevalideerd met meetgegevens, en in veel gevallen zullen de uitkomsten daarvan zwaar wegen in het eindresultaat. In een aantal gevallen is volledig uitgegaan van een data-analyse. Hierbij zijn feitelijk gegevens van 'best-sites' beschouwd als de resultante van de huidige situatie plus alle maatregelen. Dit sluit nauw aan bij de beschreven alternatieve aanpak.

## 1.5 AANPASSINGEN VAN MAATLATTEN

De concept-maatlatten zoals ze bij de referenties voor natuurlijke wateren zijn uitgewerkt (van der Molen *et al.*, 2004a, b) blijken in de praktijk wat problemen te geven. Sinds de publicatie ervan is er veel mee geëxperimenteerd en daarbij kwamen fouten, vermeende over- en onderschatting van de kwaliteit, toepassingsproblemen met beschikbare data uit gangbare monitoringsprogramma's en diverse andere zaken aan het licht die aanpassingen noodzakelijk maken. Ook bij het opstellen van onderhavig rapport werden problemen gesignaleerd en voorstellen voor verbeteringen gedaan. Deze zijn samengevat in bijlage 11. Een aantal maatlatten is ook al in aangepaste vorm voor de defaults gebruikt:

- voor vissen in rivieren is een maatlat gebruikt die is bijgesteld na toetsing aan de Europese FAME-database, zoals wordt uitgelegd in bijlage 9 en Beers et al. (in prep.).
- voor macrofauna in kanalen is getoetst aan een bijgestelde versie van de maatlatten, met opgeschoonde soortenlijsten en een formule voor een continue score zoals voorgesteld in bijlage 11 (Knoben et al, in prep.).

## 1.6 HOE KAN DE BEHEERDER DE DEFAULTS GEBRUIKEN?

De defaults beschrijven veelvoorkomende situaties van ingrepen en bijbehorende mitigerende maatregelen. Zo kan de variant van meren met gedempt peilbeheer een MEP zijn voor huidige meren met een tegennatuurlijk peil. Zo kan een meer met onverdedigde oevers een MEP zijn voor huidige meren met grotendeels verdedigde oevers. De gekanaliseerde rivier kan een MEP zijn voor huidige gekanaliseerde rivieren.

De beheerder bepaalt uiteraard zelf welke ingrepen onomkeerbaar zijn en welke mitigerende maatregelen van toepassing zijn (zie daarvoor de Handreiking MEP/GEP). Bijna altijd zal de beheerder daarom aanpassingen moeten doen aan de defaults om tot een MEP te komen voor een specifiek waterlichaam. Dit kan omdat de mate van de ingreep/maatregel afwijkt, bijvoorbeeld het percentage verdedigde oever, de mate van verstuwing of de peilvariant. In dat geval zal de in dit rapport beschreven methodiek redelijk snel tot een aangepaste MEP leiden. Ook voor watertypen die niet in dit rapport beschreven zijn, maar waarvoor de ingrepen/maatregelen overeen komt geldt dit. Wanneer er sprake is van geheel andere ingrepen/maatregelen zal de hier beschreven methodiek slechts beperkt behulpzaam kunnen zijn, al kunnen de defaults wel vertrekpunt zijn als de beschreven ingrepen/maatregelen ook aanwezig zijn.

## 1.7 DEFINITIES

MEP	Maximaal Ecologisch Potentieel (van sterk veranderde of kunstmatige wateren )
GEP	Goed Ecologisch Potentieel (van sterk veranderde of kunstmatige wateren)
GET	Goede Ecologische Toestand (van natuurlijke wateren)
ZGET	Zeer Goede Ecologische Toestand (van natuurlijke wateren)
Ingreep	Elke hydromorfologische verandering en de bijbehorende vervolgvanderingen daarvan die door de mens is gepleegd om een natuurlijke toestand te wijzigen ten gerieve van de economie of/en veiligheid van de mens
Maatregel	Elke hydromorfologische verandering die tot doel heeft de gevolgen van een ingreep te compenseren of het effect ervan te verzachten (mitigeren)
Onomkeerbaar	Een ingreep wordt zo genoemd als uit perspectief van economie en/of veiligheid het tenietdoen van deze niet acceptabel is
EKR	Ecologische KwaliteitsRatio. Een waarde tussen 0 en 1. Zie uitleg in paragraaf 2.7

## 2 METHODEN

### 2.1 ALGEMENE AANPAK

De vaststelling van het MEP en het GEP voor veranderde en kunstmatige wateren vindt plaats in een aantal stappen. Deze zijn een nadere uitwerking van stap 10 en 11 uit de Handreiking en dienovereenkomstig genummerd (de letters komen niet overeen met die uit de handreiking: de hier gegeven stappen 10.c t/m 10.e worden in de handreiking 10.f genoemd).

- 10.a Algemene beschrijving van de geselecteerde ingrepen en de mitigerende maatregelen
- 10.b Vertalen van de veranderingen of verschillen in hydromorfologische termen en het afleiden van de daaruit eventueel voortvloeiende algemene fysisch-chemie effecten.
- 10.c Beschrijving van de te verwachten effecten op de verschillende biologische kwaliteitselementen op basis van rekenregels, deskundigheidsoordeel en beschikbare literatuur.
- 10.d Analyse van data van concrete wateren die het MEP benaderen.
- 10.e Vaststelling van het MEP voor de biologische kwaliteitselementen ten opzichte van de referentie van het natuurlijke type.
- 11. Vaststelling van de GEP en de afgeleide maatlatten voor de beoordeling van wateren.

De stappen 10.c t/m 11 zijn beschreven per biologisch kwaliteitselement omdat de effecten op essentiële punten verschillen en omdat de maatlatten verschillen in structuur.

Ten behoeve van stap 13 uit de Handreiking - het opstellen van maatregelenpakketten - zijn beschrijvingen gegeven van aanvullende maatregelen waarvan een effect mag worden verwacht op de kwaliteitsbeoordeling volgens de afgeleide maatlatten. Deze maatregelen zijn beschreven per biologisch kwaliteitselement, maar samengevoegd in een laatste paragraaf per cluster van watertypen omdat ze veelal overlappen in aanpak.

Voor kunstmatige wateren moet stap 2 uit de Handreiking - vaststelling van het meest-gelijkende natuurlijke type - worden genomen voordat bovenstaande stappen kunnen worden doorlopen. Omdat deze keuze bepalend is voor welke mogelijkheden er zijn voor het vaststellen van het MEP en GEP wordt deze stap voor de kanalen hier ook beschreven.

### 2.2 HYDROMORFOLOGIE EN FYSISCHE-CHEMIE

De ingrepen in de hydrologie betreffen steeds de aspecten peilbeheer of vastleggen van de morfologie of beide. In het kader van peilbeheer wordt het debiet gereguleerd door in- en uitlaatwerken, door stuwen en door maaien. In het kader van het vastleggen van de morfologie wordt het waterlichaam verlegd, rechtgetrokken, versmald of verbreed of anderszins van vorm veranderd en worden oeverprofielen steiler gemaakt en met harde materialen versterkt. De mate waarin en wijze waarop deze ingrepen plaatsvinden worden beschreven (stap 10.a). Vervolgens worden de hydromorfologische veranderingen zo goed mogelijk gekwantificeerd beschreven evenals de eruit voortvloeiende fysisch-chemische veranderingen voorzover dat relevant is (stap 10.b). Wanneer de veranderingen niet worden verwacht of niet zijn te kwantificeren dan wordt geen melding gemaakt. Toename van de concentratie van nutriënten wordt beschreven als acceptabel directe gevolg van de ingreep als de biologische kwaliteit niet wordt geschaad.

### 2.3 FYTOPLANKTON

#### *Meren*

Voor de beoordeling van de effecten op het fytoplankton in meren wordt aangesloten bij de analyse voor de waterplanten. Omdat blijkt dat het GET daarvoor kan worden gehaald, wordt gesteld dat het GET ook voor fytoplankton haalbaar is. Ten gevolge daarvan is een afgeleide maatlat niet nodig (stap 11).

Voor uitzonderingsgevallen waarbij die bedekking niet kan worden behaald zijn wel afleidingen opgesteld. De effecten van peilbeheer op de chlorofyl-a/P-verhouding en soortensamenstelling zijn gebaseerd op studies in recente literatuur (stap 10.c). Toetsing aan data is gebaseerd op meetgegevens van Nederlandse meren (stap 10.d). Dit leidt tot afgeleide maatlatten met hogere waarden voor chlorofyl-a die zijn gekoppeld aan de bedekking aan ondergedoken waterplanten.

Voor de beoordeling van de soortensamenstelling worden de bestaande maatlatten voor natuurlijke typen overgenomen (stap 11).

*Kanalen*

Voor kanalen is de afleiding geheel gebaseerd op analyse van beschikbare data uit de Limnodata Neerlandica. Er is gezocht naar relaties tussen het aandeel cyanobacterien, chlorofylgehalte en doorzicht en fysische-chemische factoren, maar die zijn niet eenduidig gevonden. Het blijkt echter dat het GET van ondiepe meren in veel gevallen kan worden gehaald, althans wat betreft de deelmaatlat voor abundantie (chlorofyl-a), waardoor kon worden gesteld dat de bestaande deelmaatlat voor abundantie voor natuurlijke typen kan worden overgenomen (stap 11).

De gegevens lieten geen afleiding van de deelmaatlaten voor soortensamenstelling toe.

**2.4 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS***Rivieren en kanalen*

De effecten van de ingrepen kanalisatie en verstuwung in rivieren worden vertaald in de effecten op vegetatietypen en daarmee op de aanwezigheid van soorten (stap 10.c). Op dezelfde manier worden de hydromorfologische verschillen tussen de kanalen en een aantal typen meren en rivieren die als meest gelijkmende kunnen worden beschouwd behandeld. Bij kanalen is een aantal varianten van kanaaltypen uitgewerkt omdat de effecten bij kanalen van verschillende diepte, oeverversteving en intensiteit van scheepvaart heel verschillend kan uitpakken

De selectie van de soorten die niet meer geacht te zullen worden aangetroffen bij een normale monitoring is gedaan op zelfde wijze als bij het opstellen van de referentie. Op grond van expert judgement en literatuur is vastgesteld welke vegetatietypen zullen verdwijnen en het maximum aantal te verwachten soorten uit de lijst van soorten van de referentie is hierop aangepast. De effecten van de ingreep op de abundantieverhoudingen tussen de groeivorm worden gekwantificeerd, maar ze lijken elkaar min of meer in evenwicht te houden, waardoor verandering netto nauwelijks zal optreden.

De afgeleide maxima voor soortensamenstelling zijn gevalideerd met veldgegevens (stap 10.d) en vervolgens is het MEP vastgesteld voor de nieuwe, lagere maximum soortenscore (stap 10.e). De klassengrenzen voor het percentage van de maximale score zijn overgenomen van de maatlaten voor de referentie waarbij het percentage voor GEP is gelijkgesteld aan dat voor GET (stap 11).

*Meren*

Bij de meren wordt een andere procedure gevolgd dan bij de rivieren omdat de aard van de effecten anders is. Bij de meren is het verdwijnen van soorten en begroeide areaal van waterplanten ten gevolge van peilbeheer als zodanig niet te onderbouwen (stap 10.c). Er wordt geconcludeerd wordt dat de GET voor natuurlijke wateren kan worden gehaald door de reeds lang in gang gezette maatregelen die de eutrofiering terugdringen of de effecten daarvan middels herstelmaatregelen. Dit wordt ook ondersteund met praktijkvoorbeelden (stap 10.d). De oeverbegroeiing neemt wel af. Het begroeibare areaal neemt fors af, maar de bedekking van de oeverbegroeiing binnen dat areaal niet, waardoor de maatlaten nauwelijks te hoeven worden bijgesteld (stap 10.e en 11).

Er wordt wel een nadere toelichting geformuleerd voor de wijze waarop de maatlat moet worden toegepast en er wordt ook een alternatief voorgesteld waarbij de afname van het begroeibare areaal wel een rol speelt in de beoordeling.

*Fytobenthos*

Door data-analyse (stap 10.d) werd aangetoond dat zowel de sterk veranderde als de kunstmatige wateren op de maatlat voor natuurlijke wateren reeds goed scoren. Daarom worden de waarde van het GEP gelijkgesteld aan GET (stap 11) en de maatlaten voor natuurlijke wateren overgenomen.

**2.5 MACROFAUNA***Rivieren en meren*

Bij het afleiden van maatlaten voor sterk veranderde wateren stond de expertgroep voor de keuze de achterliggende lijsten met indicerende soorten aan te passen of de klassengrenzen op de maatlat. Voor de helderheid van de methodiek en om te voorkomen dat voor elke watertype-ingreep combinatie nieuwe soortenlijsten geconstrueerd moeten worden, is gekozen voor het aanpassen van de klassengrenzen. De maatlaten voor de natuurlijke wateren beogen een reeks van algemene degradatie te beschrijven vanuit de referentiesituatie aan het ene uiteinde tot zeer sterk beïnvloed of dood water aan het andere uiteinde. Deze zijn niet specifiek toegespitst op één verstoringsfactor. Het bleek vrijwel onmogelijk voor alle afzonderlijke soorten te beschrijven hoe ze op de beschreven hydromorfologische ingrepen reageren. Wel is kwalitatief beschreven op welke manier de ingreep invloed heeft op de afzonderlijke deelmaatlaten,

waardoor er een lagere score ontstaat (stap 10.c). Kwantificering daarvan bleek niet mogelijk. Aangenomen is dat situaties die aan het MEP voldoen in Nederland daadwerkelijk aanwezig zijn. Door middel van een aantal selectiecriteria is getracht deze situaties op te zoeken en hiermee de hoogste maatlatscores te onderbouwen. Voor de keuze van deze situaties is gebruik gemaakt van het expertoordeel van een aantal waterbeheerders. De gegevens kwamen beschikbaar uit de Limnodata Neerlandica en andere bestanden en door navraag bij een aantal waterbeheerders (stap 10.d).

De beschikbare wateren voor rivieren en zoete meren lagen verspreid over Nederland terwijl voor brakke wateren voornamelijk wateren uit Zeeland en enkele uit Noord-Holland zijn gebruikt. De betreffende situaties zijn taxonomisch gescreend en ook is bekeken of de fysisch-chemische waterkwaliteit goed was. Dit leverde een bereik van maatlatscores op (op de natuurlijke maatlat) waaruit vervolgens de bovengrens (MEP) is bepaald voor de betreffende ingreep (stap 10.e). Het vaststellen van de MEP's voor rivieren is gedaan door drie experts van waterschappen in één expert van een adviesbureau. Bij meren zijn een expert van een waterschap, een expert van een adviesbureau en een expert van een onderzoeksinstituut betrokken geweest. Bij brakke wateren tenslotte zijn twee experts van de Zeeuwse waterschappen verantwoordelijk geweest voor het afleiden van de MEP's

Volgens de KRW-definitie is het GEP een lichte afwijking van het MEP. Dat is voor macrofauna vertaald in een maatlatscore die 0,1 lager ligt dan het MEP (stap 11). In een enkel geval is 0,2 gekozen, als het MEP op het niveau van de klassengrens van Goed-Zeer Goed voor natuurlijke wateren lag. Dit om te voorkomen dat het GEP bij een hogere score kwam te liggen dan de GET voor natuurlijke wateren.

#### *Kanalen*

Bij kanalen is een vergelijkbare werkwijze gevolgd als bij de rivieren en meren, maar hier is een vijftal varianten onderscheiden in de mate waarin de hydromorfologische verschillen met natuurlijke wateren optreden. Deze varianten zijn aangeduid als drukgradiënt en gebaseerd op de effecten van stroming, scheepvaart, aard van de oever en aanwezigheid van waterplanten.

Bij de data-analyse heeft de vraag of de bestaande concept-KRW maatlatten bruikbaar zijn voor kanalen centraal gestaan, waarbij getracht is de relatie met de drukgradiënt te beschrijven. Toen dit niet mogelijk bleek is gezocht naar een alternatief en die is gevonden in de vorm van het gebruik van alleen de indicator aantal positief dominante en kenmerkende taxa.

## **2.6 VISSEN**

#### *Rivieren*

Bij het afleiden van de MEP's voor soortensamenstelling worden eerst een aantal factoren onderscheiden die sturend zijn voor de visstand in sterk veranderde stromende wateren. Vervolgens wordt het effect van de gedefinieerde ingrepen op deze factoren beschreven (stap 10.c). Daarbij wordt vastgesteld wat de invloed van deze factoren (en dus indirect van de ingrepen) is op de vissoorten die in natuurlijke wateren verwacht worden.

De gevolgen voor de visstand worden vergeleken met de gegevens uit Europese en Nederlandse datasets (stap 10.d). Uit deze vergelijking werd duidelijk dat de beschikbare literatuur en kennis onvoldoende, en voor een deel van de soorten helemaal geen mogelijkheden biedt om voor de gedefinieerde ingrepen MEP's voor abundantie af te leiden. Daarom is gekozen om de MEP's af te leiden uit de resultaten van data-analyses van het FAME-project waarin visstandgegevens uit verschillende Europese landen zijn verzameld. Op basis van ondermeer trends in deze dataset zijn de meest geschikte indicatoren vastgesteld. Voor deze indicatoren zijn vervolgens aan de hand van gemiddelde abundanties uit de Nederlandse en FAME-dataset de MEP's bepaald (stap 10.e) en deelmaatlatten opgesteld. De GEP's zijn steeds vastgesteld op 60% van de waarden voor de MEP's (stap 11). De gebruikte indicatoren en de bijbehorende maatlatberekeningen wijken af van die voor de beoordeling van natuurlijke wateren (Van der Molen, 2004a). Verwacht wordt dat de afgeleide indicatoren en berekeningen voor de abundantie-maatlatten ook voor de natuurlijke wateren beter functioneren. Aanbevolen wordt dan ook om na te gaan of deze aanpassing eveneens voor de natuurlijke wateren kan worden doorgevoerd.

#### *Meren*

De geselecteerde hydromorfologische ingrepen hebben voor vissen vooral een indirect effect via het areaal emergente vegetatie en ook alleen op het aandeel in de vis dat zich in ondiep water ophoudt. Het effect wordt dan ook afgeleid uit de afname van het totale oppervlakte voor vis toegankelijke emergente vegetatie + vloedvlakte, gedeeld door het totale meeroppervlak (stap 10.c).

De relatie tussen het aandeel oevervegetatie en de indicatoren voor de visstand is door middel van data-analyse onderzocht (stap 10.d). Daarvoor zijn overigens dezelfde data gebruikt als bij het opstellen van de referenties voor natuurlijke wateren (Klinge e.a., 2004). Dit leidde tot een aantal formules voor het afleiden

van de MEP voor de verschillende indicatoren voor de visstand op basis van de indicatoren 'aandeel oevervegetatie' en 'aandeel submerse vegetatie' (stap 10.e). De relaties bleken bij de diepe meren (M20) minder eenduidig, waardoor een kwantitatieve uitwerking vooralsnog niet mogelijk is. De GEP wordt vastgesteld door uitgaande van het MEP 40% op te schuiven in de richting van de slechtste waarde per indicator (stap 11). De weging tussen de indicatoren is aangepast om deze in overeenstemming te krijgen met de relevantie van de verschillende indicatoren bij deze hydromorfologische ingrepen.

### Kanalen

Een aantal hydromorfologische ingrepen heeft vooral via de mate van begroeiing, zowel emergent als submers, een indirect effect op de visstand. Daarnaast heeft ook de beschoeiing een effect op de totale biomassa. Het effect van stuwen is niet uitgewerkt omdat de rheofiele vissen die daardoor zouden worden beïnvloed niet tot de karakteristieke soorten van kanalen worden gerekend (stap 10.c).

Visstandgegevens zijn geanalyseerd, waarbij de kanalen waaruit deze afkomstig zijn eerst in een aantal kwaliteitsklassen werden ingedeeld. Relaties zijn onderzocht tussen deze kwaliteitsklassen en de diverse deelmaatlaten (indicatoren) voor de natuurlijke referenties (stap 10.d). Geschikte indicatoren zijn daarna gebruikt om twee verschillende MEP's, GEP's en maatlaten vast te stellen voor de laagveenvaarten en -kanalen enerzijds en de diepe (scheepvaart-)kanalen anderzijds (stappen 10.e en 11).

## 2.7 MEP, GEP EN AFGELEIDE MAATLATTEN: EKR

Als bij stap 10.d het MEP voor een (deel-)maatlat aanzienlijk hoger ligt dan de GET voor het natuurlijke watertype, dan kan de GEP worden gelijkgesteld aan de GET en kunnen de maatlaten voor de natuurlijke wateren worden overgenomen. Soms kan bij stap 10.c al worden vastgesteld dat dit het geval is.

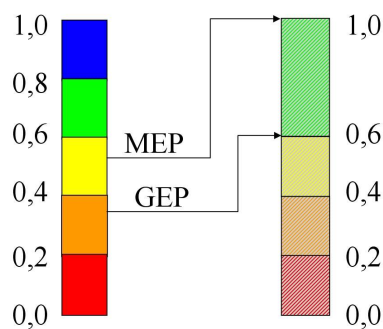
Bij de sterk veranderde wateren zal dat nooit bij alle kwaliteitselementen tegelijk gebeuren, omdat anders het GET in het algemeen al zou worden bereikt en aanwijzing als sterk veranderd water al bij stap 5 van de Handreiking niet zou hebben plaatsgevonden.

De Kaderrichtlijn schrift voor dat de waarden voor de kwaliteitsmaat EKR (Ecologische Kwaliteits-Ratio) tussen 0 en 1 liggen. Net als bij natuurlijke wateren wordt de ondergrens van de klasse goed op 0,6 gesteld. Deze grens is het GEP, voor MEP geldt de waarde 1,0. De eisen die ten grondslag liggen aan deze waarde liggen wel lager dan bij natuurlijke wateren; de verhouding wordt zowel voor de waarde 1,0 als 0,6 gekwantificeerd. De drie klassen onder GEP worden over de maatlat tussen GEP en slechtste waarde verdeeld op dezelfde manier als dat bij de maatlaten voor natuurlijke wateren is gedaan. Dat is bij sommige (deel-)maatlaten in gelijke delen, bij andere niet.

Bij sommige afleidingsmethoden wordt uitgegaan van de score op de maatlaten voor natuurlijke wateren en moet dus een herschaling plaatsvinden zoals in afbeelding 2.1 is aangegeven. Hierbij hoeft de verhouding tussen de oorspronkelijke scores en de herschaalde scores van MEP en GEP niet dezelfde te zijn.

Bij fytoplankton, macrofyten en fyto-benthos wordt de EKR analoog aan die van de natuurlijke maatlaten berekend en is geen herschaling nodig. Bij macrofauna wordt de score op de maatlat voor natuurlijke wateren als tussenscore gebruikt voor zowel MEP als GEP; de waarden die daarbij worden afgeleid worden geconverteerd naar de nieuwe schaal: bijvoorbeeld 0,6 en 0,5 worden dan resp 1,0 en 6,0; de overige waarden worden naar verhouding geconverteerd. Na herziening van de maatlaten zoals aangegeven in de inleiding (paragraaf 1.5) worden de waarden in de formule zelf gewijzigd, zoals toegepast bij de afgeleide maatlat voor kanalen.

Bij vissen worden de scores voor de deelmaatlaten veelal in vier gelijke bandbreedtes verdeeld, waarbij het GEP dus op 75% van het MEP komt te liggen, maar de bijbehorende deelmaatlatscores (EKR) worden voor MEP 1,0 en voor GEP 0,6, waarbij de tussen liggende waarden naar rato worden verrekend.



Afbeelding 2.1 Herschaling van maatlat met EKR tussen 0 en 1

### 3 RIVIEREN

In dit document worden beschrijvingen en afgeleide maatlatten gegeven voor de beoordeling van enkele van de meest voorkomende hydromorfologische ingrepen in waterlichamen van de volgende typen:

- Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5)
- Langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6)

Beide typen wateren bevinden zich op de hogere zandgronden op plaatsen met een zwak reliëf en hebben van oorsprong een meanderend lengteprofiel en een asymmetrisch dwarsprofiel (Van der Molen, 2004a, Siebelink, 2005). De afvoer is laag waardoor het water langzaam stroomt en er is door de seizoenen heen een (redelijk) gedempte dynamiek.

De hydromorfologische ingrepen die worden beschreven zijn voor deze watertypen: kanalisatie en verstuwing. De effecten van de ingrepen en de daarbij behorende MEP's, GEP's en maatlatten voor hun beoordeling worden deels gecombineerd beschreven zoals ze zich in de praktijk het meest voordoen:

- kanalisatie zonder verstuwing
- kanalisatie met een geringe mate van verstuwing
- kanalisatie met een sterke mate van verstuwing

De eerste twee varianten worden gezamenlijk behandeld omdat rivieren van het type R5 of R6 zonder stuwen maar weinig voorkomen in Nederland. Er waren bij de data-analyse geen geschikte gegevens voorhanden.



*Een gekanaliseerde beek (boven, Hagmolenbeek, foto Waterschap Regge en Dinkel) en de meest gelijkende natuurlijke referentie (type R5, onder, Boekelerbeek, foto B.W. Knol)*



### 3.1 KANALISATIE ZONDER OF MET WEINIG VERSTUWING

#### 3.1.1 HYDROMORFOLOGIE EN FYSISCHE-CHEMIE

De hydromorfologische ingreep die hier wordt bedoeld heeft de volgende kenmerken:

- verkorting van de loop door het afsnijden van bochten
- verlies van vormvariatie door rechte trekken van oevers en bodem, het dwarsprofiel varieert in de lengte niet noemenswaardig
- de ingreep heeft plaatsgevonden over ten minste 90% van de lengte van het waterlichaam
- aanbrengen van (kleine) stuwen kan hebben plaatsgevonden
- het effect van deze stuwen laat zich gelden in stroming en peil over niet meer dan 50% van de lengte van het waterlichaam
- de stuwen zijn voor vis passeerbaar

Versterking van de oevers rond de gemiddelde waterlijn door houten beschoeiing (betuining) of steenslag en versterking het gehele talud met ingegraven geotextiel kan als aanvullende ingreep zijn uitgevoerd teneinde het normprofiel zo langdurig mogelijk te handhaven. De effecten hiervan worden niet beschreven. De wateren waarop deze beschrijving van toepassing is kennen een dergelijke oeverversterking niet, of de versterking is dermate bescheiden of verborgen aanwezig dat er geen relevant effect van uitgaat boven die van de benoemde ingreep zelf.

##### **Stroming en ruimtelijke stromingsvariatie**

De variatie in stroomsnelheid in het dwars- en lengteprofiel wordt minder doordat geen meandering aanwezig is en door het regelmatige profiel. Onder natuurlijke condities zullen sneller stromende delen en langzaam stromende delen elkaar afwisselen op kleine ruimtelijke schaal. Door de kanalisatie ontstaat een tamelijk monotoon gemiddeld langzaam stromende beek, echter met grotere extremen in de afvoer.

##### **Substraatsamenstelling en ruimtelijke substraatvariatie**

De verminderde variatie in stroming, waarbij sneller stromende delen afwezig zijn, leidt tot verstoring van natuurlijke erosie- en sedimentatieprocessen, ten gunste van sedimentatie. Het gevolg is een meer homogene substraatsamenstelling. Minerale substraten (zand, grind) en andere harde substraten (bijv. takken) op de bodem raken vaker bedekt door afzettingen van slib en detritus.

##### **Reallocatie van nutriënten**

Bij kanalisatie gaan bufferzones langs de beek verloren en dat leidt tot verminderde retentie van nutriënten. De reallocatie van nutriënten die in het systeem plaatsvindt leidt tot een schijnbare eutrofiering omdat de hoeveelheid beschikbare nutriënten in de waterfase toeneemt. Dit treedt ook bij gelijkblijvende externe belasting op. Uit onderzoek van Orleans, e.a. (1994) en Portieles e.a. (2002) kan worden afgeleid dat, afhankelijk van de omstandigheden, de concentraties wel tot het dubbele van de referentie kunnen oplopen (o.a. Smit 2002).

Als neveneffect van de hydrologische ingreep neemt het landgebruik toe, waardoor ook de uitspoeling toeneemt. Hoewel de economische motivatie voor de kanalisatie in de meeste gevallen volledig toe te schrijven is aan het mogelijk worden van die toegenomen landgebruik, mag het effect van toegenomen uitspoeling (vergroting van de belasting) ten gevolge daarvan niet worden toegerekend aan de hydromorfologische ingreep.

##### **Lichtklimaat**

Door kanalisatie neemt de lichtinval toe omdat beekbegeleidend bos sterk verminderd en althans in de directe nabijheid van de beek verdwijnt. Ook de temperatuur kan daardoor in de zomer hoger oplopen.

##### **Maaionderhoud**

De door de ingreep beoogde effecten op de hydrologie van het systeem (verbeterde afvoer) wordt door de versnelde vegetatiegroei deels te niet gedaan. Om dit te compenseren wordt maaionderhoud toegepast en daardoor wordt dit maaionderhoud impliciet beschouwd als onderdeel van de ingreep. Het heeft immers tot doel de beoogde hydromorfologische effecten van de ingreep in stand te houden.

Optimale uitvoering van het onderhoud is uitgangspunt voor het MEP. Dit betekent onder andere dat het maaien zich in principe beperkt tot de stremmende begroeiing (dus meestal alleen de submerse begroeiing) en dat de schoning nooit volledig is (eenzijdig of gefaseerd). Ook zou het maaien zich moeten beperken tot één keer per jaar in het najaar al wordt de haalbaarheid hiervan in veel gevallen zonder aanvullende



maatregelen betwijfeld. Maaionderhoud in de zomermaanden is in veel sterkere mate onnatuurlijk dan in de herfst omdat dat laatste aansluit bij de natuurlijke sterfte van begroeiing en uitspoeling van plantenresten uit de beek.

### Zonder of met weinig stuwen

Na kanalisatie van een beek of rivier worden meestal ook stuwen aangebracht maar niet altijd. Het effect van stuwen wordt in de volgende paragraaf uitvoerig belicht. In feite komt het bij deze watertypen maar weinig voor dat er helemaal geen stuwen zijn geplaatst, omdat anders droogvallen in de zomer niet onrealistisch is. De situatie dat een rivier helemaal droogvalt in de zomer door de kanalisatie wordt vanuit biologisch perspectief beschouwd als minder gewenst dan de gestuwde variant. Een geringe vorm van verstuwning kan hier dus gelden als mitigerende maatregel die onderdeel van de ingreep is. De weerstand die nodig is om droogvallen te voorkomen kan soms ook worden bereikt door de watervegetatie niet of minder te maaien ('groene stuw') al dan niet in combinatie met de inrichting van (hydrologische) retentiebekkens die aan de rivier zijn gekoppeld.

### Fysisch-chemisch

Bij de analyse van data met macrofauna-gegevens is ook de bandbreedte onderzocht voor de parameters totaal fosfaat, totaal stikstof, ammonium en biologisch zuurstof verbruik (BZV). Op de gekozen MEP-locaties is voor deze parameters de gemiddelde, minimale en maximale concentraties weergegeven. De concentraties zijn gemeten in de betreffende beken in dezelfde periode als waarin de biologische monsters zijn genomen. Dat deze waarden (zie tabel 3.1) duidelijk hoger liggen dan in de referentie sluit aan bij de eerder beschreven reallocatie van nutriënten.

Tabel 3.1 Bandbreedte fysisch-chemische parameters MEP-wateren

	Totaal fosfaat (mg P/l)	Totaal stikstof (mg N/l)	Ammonium (mg N/l)	BZV (mg O <sub>2</sub> /l)
Gemiddelde	0,22	8	0,26	2,1
Minimum	0,06	1	0,03	1
Maximum	0,75	19	0,8	7
Standaarddeviatie	0,11	3,2	0,17	1,5
Maximum in referentie	0,08	0,8		

## 3.1.2 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS

### 3.1.2.1 Effecten van de ingreep

#### Macrofyten

De belangrijkste effecten van de ingreep op de waterplanten komen voort uit het verlies van vormvariatie (habitat) en toegenomen voedselrijkdom (door het verlies van retentie voor nutriënten in de oeverzone). De vormvariatie van een natuurlijke beek, die het best zichtbaar is als onregelmatigheid van het profiel en slingering van de beekloop, geeft een grote variatie aan microhabitats. Voor planten is daarvan de diversiteit in substraat (van zachte slibbodem tot stevige zandbodem) en de diversiteit in diepte en duur van droogvallen van delen van de bodem het belangrijkste. Door de ingreep gaat de diversiteit in substraat volledig verloren en wordt de oppervlakte die tijdelijk kan droogvallen gereduceerd tot een smalle strook aan weerszijden van hoogstens een decimeter breedte. Door de ingreep neemt de dynamiek van het afvoerverloop toe. Dit leidt ertoe dat de oevers rond de waterlijn steiler worden en de tijdelijk droogvallende zones zelfs helemaal verdwijnen. Door het verlies van vormvariatie verdwijnen een aantal soorten uit het systeem of worden zo zeldzaam dat de kans van aantreffen bij gangbare monitoring sterk wordt verminderd. De begroeiing wordt eenvormiger en ontwikkelt zich sneller (o.a. Bakker en van der Zwan, 1986; Haslam, 1987).

Het verlies aan retentie dat leidt tot een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten in de waterzone heeft het gevolg dat de dichtheid die de begroeiing ontwikkelt sterk toeneemt. Ook de toegenomen lichtinval draagt daar sterk aan bij. Door het maaionderhoud wordt de begroeiing echter gereduceerd tot een doorgaans lagere dichtheid dan in de referentie. Kanalisatie die gedimensioneerd is met gangbare uitgangspunten biedt namelijk meestal juist helemaal geen ruimte voor submerse begroeiing. Daarnaast vindt door het maaionderhoud verarming op in de soortensamenstelling.

Rond eventuele stuwen is een lichte toename van variatie en dynamiek, maar geen van de karakteristieke soorten uit de maatlatten reageren hierop positief. Het zijn voornamelijk ruderaal- en ruigesoorten die hierop reageren. In het relatief rustige water bovenstrooms van een stuw zouden zich soorten van relatief diep saproob water kunnen gaan ontwikkelen, met name uit de *Nupharo-Potametalia*. Ook kan zich daar tijdelijk gemakkelijker Kroos ontwikkelen, maar de mate waarin dat gebeurt is niet zo groot dat de maatlatten dienen te worden aangepast.

#### **Abundantie**

Het effect van de ingreep op de abundantie van submerse begroeiing kent tegengestelde aspecten. Door de verhoging van de nutriëntenbeschikbaarheid zal de abundantie toenemen, maar door onderhoud zal de abundantie effectief juist worden verlaagd. Netto wordt daardoor de biomassa zelfs vaak hoger terwijl het percentage bedekking geringer zal zijn dan in de natuurlijke referentie omdat door het maaien steeds een baan wordt vrijgemaakt.

Drijfbladplanten verdwijnen in de situaties waarin de ingreep dermate strak is uitgevoerd dat een onderhoudsfrequenties van twee keer of meer noodzakelijk wordt geacht. In het algemeen is dat bij waterlichamen van het type R5 het geval, maar bij het type R6 niet. In de buurt van de eventuele stuwen kan de drijfbladvegetatie lokaal echter toenemen tot een niveau dat in de buurt kan komen van de referentie. Omdat dit slechts een gering effect op het totaal heeft kan dit nauwelijks in de maatlatten worden verwerkt.

Emergente vegetatie verdwijnt door het onderhoud vrijwel geheel.

Kroos en draadwieren/flab zouden door de toegenomen trofiegraad kunnen toenemen, doch door het verlies aan vormvariatie en toegenomen afvoerdynamiek juist afnemen. Een redenering waaruit blijkt dat het ene effect sterker zou zijn dan het andere is niet goed te onderbouwen.

Kenmerkende oeverbegroeiing (bos) verdwijnt op de plaatsen waar onderhoud wordt uitgevoerd. Rivieren van type R6 zijn meestal zo breed dat ze van twee kanten worden onderhouden of dat er met boten wordt gemaaid. In het laatste geval is over tenminste een deel van de lengte houtachtige begroeiing te handhaven. Beken van type R5 zijn vaak smal genoeg om onderhoud vanaf één kant uit te voeren, waardoor houtachtige begroeiing aan de andere kant kan worden gehandhaafd. Voor beide typen geldt dat een kwart met houtachtige begroeiing haalbaar moet zijn met inachtneming van de ruimte die nodig is voor onderhoud (tenminste de helft van de lengte eenzijdig begroeid).

#### **Soortensamenstelling macrofyten**

De plantengemeenschappen die zijn beschreven in de referentie zullen als rompgemeenschappen kunnen blijven bestaan: de meest kritische soorten (de soorten die op associatieniveau kenmerkend zijn) zullen verdwijnen of zo weinig kunnen worden aangetroffen dat de kans van aantreffen tijdens monitoring zeer klein wordt. In bijlage 4 is in de tabel van de maatlat voor natuurlijke wateren aangegeven welke soorten op grond van deze overwegingen waarschijnlijk niet meer kunnen worden aangetroffen. Dit is uitgevoerd is op grond van autecologische informatie en expertbeoordeling.

#### **Fytobenthos**

In zoete wateren zijn de belangrijkste milieufactoren voor het fytobenthos de zuurgraad, mate van voedselrijkdom, de zuurstofhuishouding en de mate van droogvallen in de zomer. Vooral in sneller stromende beken en rivieren kunnen aan stroming gebonden groen-, blauw- en roodwieren voorkomen. Onder de kiezelwieren of diatomeeën, waaruit het fytobenthos in hoofdzaak bestaat, is het aantal stroomminnende soorten echter zeer gering. Omdat bij kanalisatie van beken en rivieren het stroombed meer uniform wordt, zullen sommige soorten kiezelwieren, die bijvoorbeeld zijn aangepast aan het leven op zandkorrels kunnen verdwijnen. Andere soorten komen meer voor op bepaalde soorten waterplanten dan andere. Hierdoor kunnen veranderingen in de macrofytenvegetatie ook invloed hebben op de samenstelling van het fytobenthos. Meer of minder droogvallen als gevolg van kanalisatie zal de soortensamenstelling beïnvloeden. Literatuur: Round (1981), Van Dam et al. (1994), Stevenson et al. (1996), Stoermer & Smol (1999).

### **3.1.2.2 Data-analyse**

#### **Abundantie**

Data over abundantie van groeivormen in concrete wateren zijn niet beschikbaar. Deze gegevens werden tot nu toe niet verzameld en kunnen alleen worden geschat. In het algemeen geldt dat maaionderhoud gericht is op het handhaven van een doorstroomprofiel met een wandruwheids-coëfficiënt volgens Manning die hoger ligt dan 15. In de praktijk betekent dit dat tenminste driekwart van het profiel vrij wordt gehouden van waterplanten bij een genormaliseerde beek (Pitlo, 1992).

### Soortensamenstelling macrofyten

Data over de soortensamenstelling van situaties die verondersteld worden tenminste aan de GEP te voldoen zijn doorgerekend met de maatlatten voor natuurlijke wateren. De gekozen voorbeelden betreffen waterlichamen waarin de effecten van de stuwing niet of nauwelijks aanwezig zijn.

Voor R5 is een aantal beken als voorbeeld gebruikt waarvan data zijn verzameld als onderdeel van waterkwaliteitsmonitoring en data uit een vegetatiekundige benadering. De gegevens van de waterschappen komen uit Limnodata Neerlandica. Er is integratie toegepast van metingen van verschillende punten in het beekstelsysteem om tot een totaalbeeld van de soortensamenstelling van het waterlichaam te komen, conform de uitgangspunten van de maatlatten voor soortensamenstelling (Van den Berg, 2004).

Voor R6 is de Overijsselse Vecht bij de grens met Duitsland gekozen. De bemonstering is gedaan op een zeer beperkt traject en is daarom verre van volledig. Bij een voor dit doel toereikende monitoring was een soortensamenstelling gevonden die aanzienlijk groter zou zijn geweest. Het MEP dient dan ook hoger te liggen dan uit dit voorbeeld is berekend.

### Fytobenthos

In de Limnodata Neerlandica bevinden zich diverse fyto-benthos-analyses van stromende wateren, maar over de hydromorfologie van deze wateren zijn nauwelijks gegevens in de database. Er zijn drie datasets beschikbaar die wel gebruikt kunnen worden, zij het met enige slagen om de arm: gegevens van Veluwe beken en sprengen, Drentse beken en door het RIZA verzamelde gegevens van de Rijkswateren (grote rivieren). De analyse hiervan staat in bijlage 7.

### 3.1.2.3 Afgeleide maatlatten

#### Abundantie

De maatlatten worden op grond van bovenstaande voor het MEP als volgt worden aangepast.

De submerse begroeiing bereikt maximaal een dichtheid die een Manning wandruweheidscoëfficiënt geeft van 15. Op grond van de ervaringen van Pitlo (1992) worden daarbij de volgende bedekkingspercentages als ten minste haalbaar geacht voor de MEP. Omdat het bedekkingspercentage nogal aan schommeling onderhevig is en de invloed daarvan op de kwaliteit van het waterlichaam relatief gering is zolang er een substantiële submerse begroeiing aanwezig is, wordt halvering van de bedekking beschouwd als een licht afwijking en het GEP als zodanig vastgesteld. Dit komt ook overeen met de verhouding tussen de referentie en de GET in natuurlijke wateren.

De drijvende en emerse begroeiingen zijn afhankelijk van de mate waarin ondiepe zones voorkomen die in de zomer niet wordt gemaaid. Bij de referentie voor R5 waren deze deelmaatlatten samengevoegd met de submerse begroeiing; omdat de submerse begroeiing ook in de referentie het merendeel van de watervegetatie vormt kan dat zo blijven. Bij R6 waren de maatlatten wel afzonderlijk gedefinieerd en wordt de kans dat deze groeivormen zich ook bij een MEP kunnen handhaven wel positief ingeschat omdat er maar één keer per jaar wordt gemaaid of omdat het maaien niet zo intensief gebeurt. GEP wordt ook bij deze maatlatten op de helft van MEP gesteld. Van een optimum is geen sprake meer omdat een zeer hoge bedekking niet kan voorkomen.

De deelmaatlatten voor draadwieren en kroos blijven onveranderd ten opzichte van die voor de natuurlijke wateren, de deelmaatlat voor oeverbegroeiing wordt aangepast waarbij de MEP op de hierboven genoemde kwart van de oeverlengte wordt gesteld. Omdat de oeverbegroeiing relatief smal is en indien aanwezig volledig gesloten is komt dit overeen met 25% bedekking van het begroeibare areaal.

Tabel 3.2 MEP en GEP voor abundantie in vergelijking met de referentie en GET voor natuurlijke wateren (gemiddeld percentage bedekking van de groeivorm in het waterlichaam).

	R5				R6			
	Natuurlijk Refer.	GET	Afgeleid MEP	Afgeleid GEP	Natuurlijk Refer.	GET	Afgeleid MEP	Afgeleid GEP
Submerse + Drijvend + Emers	65	20	30	15				
Submerse					60	20	20	10
Drijvend					25	10/90	10	5
Emers					20	5/90	5	2
Draadwier/Flab	1	10	1	10	2	10	2	10
Kroos	1	10	1	10	2	10	2	10
Oeverbegroeiing (bos)	80	40	25	15	80	40	25	15

N.B. Waar twee waarden staan is sprake van een optimum zoals beschreven in de maatlatten voor natuurlijke wateren

De verhoudingen tussen de ondergrenzen van de klassen beneden GEP worden zodanig aangepast dat ze dezelfde verhoudingen houden als de grenzen bij de maatlaten van de natuurlijke wateren. Dit betekent bijvoorbeeld bij de maatlat voor Submers+Drijvend+Emers bij R5 dat de ondergrenzen van de klassen Matig en Ontoereikend op 75% van die van de natuurlijke wateren worden gesteld ( $GEP/GET = 15/20$ ).

#### Soortensamenstelling macrofyten

De maximaal haalbare scores voor de soortensamenstelling worden volgens de tabel in bijlage 4 afgeleid. De soortenlijst met de bijbehorende scores blijft onveranderd. Soorten die niet worden verwacht na de ingreep, maar wel worden aangetroffen tellen dus mee in de score. Een geringe mate van verstuwning is voor de waterplanten iets kansrijker en voor oeverplanten iets kansarmer dan wanneer helemaal geen verstuwning plaatsvindt.

Tabel 3.3 Maximaal haalbare soort-scores voor MEP in vergelijking met die voor natuurlijke wateren

	R5			R6		
	Referentie	MEP 1	MEP 2	Referentie	MEP 1	MEP 2
A. waterplanten	82	53	55	90	55	60
B. oeverplanten	43	26	24	109	79	67

MEP 1 = ongestuwd, MEP 2 = met geringen verstuwning

De grenzen voor GEP en lager worden gelijkgesteld met de relatieve grenzen voor GET en lager (30% van het genoemde maximum bij de meeste, 20% bij R6 voor de waterplanten-groep, zie Van der Molen, 2004a). Dat betekent dat bijvoorbeeld een score van 16 voor waterplanten in R5 voldoende is voor GEP (was 25 voor de maatlaten voor natuurlijke maatlaten). De weging tussen de water- en oeverplanten blijft gehandhaafd (1:1 voor beide watertypen).

#### Fytobenthos

De data die ter beschikking staan voor het toetsen van hydromorfologische veranderingen op het fytobenthos zijn in wezen ontoereikend. De beschikbare gegevens uit de verschillende watertypen wijzen erop dat de invloeden van deze veranderingen, althans op de diatomeeëncomponent, met de huidige maatlaten voor de vergelijkbare natuurlijke typen niet valt aan te tonen.

### 3.1.3 MACROFAUNA

#### 3.1.3.1 Effecten van de ingreep

De invloed op de macrofaunasamenstelling wordt per hoofdfactor besproken in globale termen en is niet scherp per factor te scheiden door de sterke interactie.

Door het verlies aan variantie in stroomsnelheid zullen rheofiele (stromingsminnende) soorten benadeeld worden. Op basis van de hydromorfologie zal een aanzienlijk deel van de rheofiele soorten, dat met een wat lagere stroomsnelheid toekan, zich nog wel kunnen handhaven.

Veel kenmerkende (rheofiele) beekorganismen zijn op de aanwezigheid van harde substraten aangewezen en zullen na kanalisatie verdwijnen. Daarnaast zijn diverse soorten afhankelijk van variatie van substraten op een kleine ruimtelijke schaal en deze verdwijnen daarom deels ook. Macrofaunasoorten die leven in organische substraten, zoals slib en detritus, worden juist bevoordeeld. Refugia voor bewoners van harde substraten, in de vorm van in het water hangende boomwortels en takken, zijn minder aanwezig dan voor de kanalisatie-ingreep, door het regelmatige profiel en vermindering van houtige opslag aan de oeverrand.

Toename van vegetatie leidt vooral tot toename van macrofaunasoorten van stagnant water, vaak ook typische vegetatiebewoners, waardoor rheofiele soorten verhoudingsgewijs zullen afnemen. Een verdere afname van rheofiele soorten kan optreden doordat watervegetaties de stroming in het gehele profiel doen afnemen. Tussen dichte watervegetaties kan door het wegvallen van de stroming, sedimentatie optreden van fijn organisch materiaal. Hierdoor kan de zuurstofhuishouding verstoord raken, wat leidt tot een afname van de zuurstofminnende, rheofiele soorten. Onder sommige omstandigheden kan beperkte, pluksgewijze waterplantengroei, door sturing van de waterstroom, echter leiden tot toename van stromingsvariatie binnen het normprofiel.

Samenvatting achteruitgang macrofauna:

- (beperkte) achteruitgang rheofiele en zuurstofminnende soorten en toename van limnofiele en stromingsindifferenten soorten en plantenbewoners;
- (beperkte) afname van soorten van vaste substraten en toename van soorten van zachte (vooral organische) substraten.

Door voor de soorten uit de maatlatten voor natuurlijke wateren de kenmerken rheofilie en substraatvoorkeur na te gaan, kan inzicht worden verkregen welke taxa zullen toenemen en welke zullen afnemen. Op basis hiervan zal als gevolg van kanalisatie de deelmaatlat voor kenmerkende soorten een lagere score krijgen (een verslechtering). Dat komt doordat de kenmerkende soorten voor R5 voor een aanzienlijk deel bestaan uit rheofiele soorten en soorten van harde substraten. Deze nemen af, terwijl limnofiele soorten toenemen. Positief dominante indicatoren kunnen zich grotendeels handhaven. De meeste van deze soorten zijn rheofiel, maar zijn over het algemeen minder kritisch, onder andere ten aanzien van lagere stroomsnelheden, een minder goede zuurstofhuishouding en substraatverarming. De deelmaatlat voor negatief dominante indicatoren gaat hoger scoren (verslechtering). De negatief dominante soorten zijn vooral limnofiele en stromingsindifferenten soorten, soorten van plantenrijke milieus en soorten van milieus met veel afbraak van organisch materiaal (slib). De mate waarin achteruitgang van de ecologische kwaliteit plaatsvindt, moet worden vastgesteld aan de hand van gegevensanalyse. Te verwachten is een lichte, maar meetbare afwijking van de natuurlijke toestand, met behoud van een flink aantal positief dominante en kenmerkende indicatoren. Dit is te danken aan de blijvende aanwezigheid van stroming.

De mate waarin de levensgemeenschap van een beek zich goed ontwikkelt onder de gegeven ingreep, hangt in belangrijke mate af van factoren in de omgeving van de beek. De aanwezigheid van andere wateren in de omgeving, vooral bovenlopen, bevorderen de stabiliteit en herstellend vermogen van de levensgemeenschap, door uitwisseling van organismen (kolonisatie). Ook de ligging van de beek in het landschap is van belang, waarbij de aanwezigheid van een natuurlijke omgeving, bijvoorbeeld met bossen, bevorderlijk is.

### 3.1.3.2 Data-analyse

#### Aangeboden selectie

Door verschillende waterbeheerders zijn meetpunten aangedragen uit gekanaliseerde beken van de typen R5 en R6. Deze monsters zijn van een zo goed mogelijke ecologische kwaliteit zodat bepaald kan worden welke MEP in de praktijk haalbaar is. In principe dienen de overige kenmerken van de meetpunten zoveel mogelijk te voldoen aan de eisen van natuurlijke wateren. Van de geselecteerde meetpunten zijn de monsters opgezocht in de Limnodata Neerlandica waarvan vervolgens de score is berekend op de maatlat voor natuurlijke wateren (Knoben & Kamsma et al., 2004 en Van der Molen et al., 2004a). Dit is gedaan voor monsters vanaf 1995 om problemen met oude soortnamen en determinatie tot op hoger taxonomisch niveau (familie, genus, etc.) te verminderen. Vervolgens zijn de scores van de maatlatten geanalyseerd en zijn meetpunten verwijderd om de volgende redenen:

- meetpunten die toch een slechte of ontoereikende kwaliteit bleken te scoren;
- meetpunten die in de loop van de tijd een sterk fluctuerende kwaliteit vertonen.

Meetpunten die in de loop van de tijd een constante verbetering in kwaliteit laten zien zijn wel meegenomen.

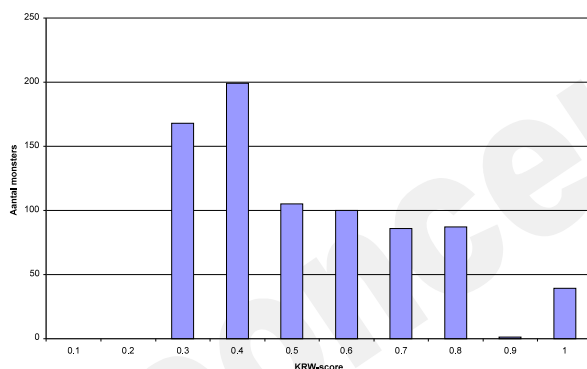
Uit de analyse van de geselecteerde meetpunten blijkt een kwaliteit van 0,8 redelijk vaak voor te komen. Om een verdere selectie te maken zijn de bijbehorende soortenlijsten van deze meetpunten bekeken. Op basis van expert judgement is daarbij gekeken of de soortensamenstelling overeenkwam met het goede oordeel van de maatlatten. Daarbij is ook rekening gehouden met artefacten bij het berekenen van maatlatscores. Meetpunten waarbij de goede score (0,8) voornamelijk is gebaseerd op de sterke dominantie van één of enkele kenmerkende soorten zijn alsnog verwijderd. De meetpunten die uiteindelijk representatief worden geacht voor de MEP-situatie voor de betreffende typen en ingreep zijn weergegeven in tabel 3.4.

Tabel 3.4 MEP-meetpunten voor kanalisatie zonder of met geringe mate van verstuwung.

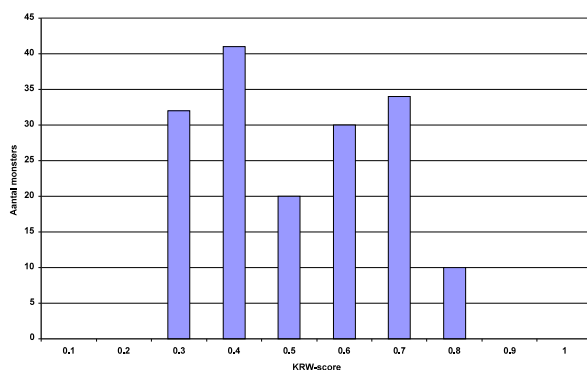
Meetpunt	Locatie	Type	Periode	Score	Eco. Status
WHA-2203	Westerdiep, brug in weg	R05	1996-2002	0,7-0,8	matig-goed
WPM-OOGRA900	Tynaarlo-Zuidlaren	R05	1998-2002	0,7-0,8	matig-goed
WRD-36.200	Oude Graaf Hugten	R05	1995-2001	0,7-0,8	matig-goed
WRIJ-AAS00	Rammelbeek	R05	1995-2001	0,7-0,8	matig-goed
WRIJ-BER00	aastrang	R06	1995-2001	0,7-0,8	matig-goed
WRIJ-OIJ00	Berkel grens Rekken	R06	1995-2002	0,8	goed
WRIJ-OIJ00	Oude IJssel, Grensovergang	R06	1995-2002	0,8	goed
WRIJ-OIJ00	Gendringen.	R06	1995-2003	0,7-0,8	matig-goed
WPM-ONIER200	Niers Zelderheide	R06	1996-2002	0,7-0,8	matig-goed
WRIJ-BUB01	Buurse beek, Braambrug	R06	1996-2002	0,7-0,8	matig-goed
WRIJ-BUB01	Buurse.	R06	1995-2000	0,7-0,8	matig-goed

### Limnodata

Om de MEP's exact te bepalen is een analyse gemaakt van alle wateren in de Limnodata Neerlandica waaraan typen R5 en R6 zijn toegekend (monsters vanaf 1995). Dit zijn zowel natuurlijke als sterk veranderde wateren.



Afbeelding 3.1 Aantal monsters per KRW-score voor R5.



Afbeelding 3.2 Aantal monsters per KRW-score voor R6.

Bij beide typen (en alle andere R-typen behalve R7) komt de maatlat niet onder 0,3 (zie afbeelding 3.1 en 3.2). Dit is het gevolg van de minimale score van 0,1 per deelmaatlat ( $3 \times 0,1 = 0,3$ ; bij R7 is dit  $2 \times 0,1 + 0 = 0,2$ ). Daarnaast komt de score 0,9 bijna niet voor (slecht één keer bij R5- en niet bij R6-monsters). Voor meetpunten in R5-wateren is een aantal keer de score 1 (zeer goed) berekend. Dit betreft

voornamelijk wateren in meer natuurlijke staat zoals de Hierdense beek, of toevalstreffers in sterk veranderde wateren. Van R6 zijn geen monsters als zeer goed geïndiceerd, maar hiervan zijn ook veel minder monsters beschikbaar (minder meetpunten). Voor zowel R5 als R6 is een MEP van 0,8 haalbaar voor sterk veranderde wateren.

Bij de data-analyse blijkt geen relatie tussen het aantal gevangen taxa (als maat voor de intensiteit van bemonstering) en de KRW-score. Dit is ook een vereiste van de maatlat. Het feit dat de score 0,9 bijna niet voorkomt is wel een aandachtspunt voor de validatie van de natuurlijke maatlaten. Dit geldt ook voor het behalen van de score 1,0 door monsters uit sterk veranderde wateren. Als een locatie op de maatlat voor natuurlijke wateren zo hoog scoort dan wordt het GET gehaald en vervalt de reden om een water als sterk veranderd aan te wijzen.

Uit de analyse van de bandbreedte in chemie van de hier gebruikte monsterpunten blijkt duidelijk dat de geselecteerde wateren waarvan het MEP is afgeleid zowel nutriëntenarm als -rijk zijn. Daarnaast kunnen ook wateren met een relatief hoge saprobie (alfa-mesosaproob) het MEP nog halen. Een conclusie kan zijn dat hydromorfologische verstoringen in de vorm van bijvoorbeeld kanalisatie en als gevolg hiervan afwezigheid van stromings- substraatdiversiteit een grotere invloed heeft op het voorkomen van kenmerkende macrofaunasoorten in R5 en R6 beken dan de trofie en in mindere mate de saprobie.

### Toets aan BINORMA

Voor het beoordelen van gekanaliseerde beken is in het verleden de methode BINORMA (beoordeling van genormaliseerde beken op basis van macrofauna) ontwikkeld (Gardeniers & Peters, 1988). Ter validatie van maatlaten zijn de KRW-scores van de MEP-wateren getoetst aan de BINORMA-scores van deze wateren. Tussen de scores bleek geheel geen relatie te zitten en dit geeft aan dat validatie van de natuurlijke maatlaten erg belangrijk is. Overigens is BINORMA ook nooit gevalideerd.

#### 3.1.3.3 Afgeleide maatlaten

Voor de ingreep kanalisatie zonder of met een geringe verstuwung bij de typen R5 als R6 is een MEP van 0,8 afgeleid. Het GEP komt te liggen op 0,7. De ondergrens van matig komt dan op 0,5 en de ondergrens van ontoereikend blijft net als bij de natuurlijke wateren op 0,3.

#### 3.1.4 VISSSEN

##### 3.1.4.1 Effecten van de ingreep

Het effect van de ingreep op de soortensamenstelling wordt beschreven aan de hand van een zestal factoren die sturend zijn voor de visstand in sterk veranderde stromende wateren. In bijlage 9 wordt deze afleiding uitgewerkt voor alle ingrepen in riviertypen. Voor de ingreep is het effect samengevat in onderstaande tabel. Het effect van de ingreep op de abundantie wordt bepaald met behulp van analyses op de Europese dataset van het FAME-project. In bijlage 9 worden de effecten op soortensamenstelling en abundantie uitgewerkt voor alle ingrepen in riviertypen.

Tabel 3.5 Overzicht effecten van de ingreep op voor vissen relevante stuurfactoren

Factor	zonder verstuwung	met enige verstuwung
Optrekbaarheid	geen invloed	slechter
Emergente vegetatie	minder	geen invloed
Submerse vegetatie	minder	meer
Stroomsnelheid	minder variatie in ruimte	geringe variatie en laag
Normprofiel	minder ondieptes	minder ondieptes
Zuurstof	weinig invloed	periodiek laag

Er is een duidelijk verschil tussen geen verstuwung en geringe verstuwung. Dit verschil is ook bij de macrofyten geconstateerd, maar had daar geen grote consequenties voor de beoordeling. Bij vissen is het verschil wezenlijk. Ook zijn er duidelijke verschillen tussen de beide riviertypen

**langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5)***zonder verstuwung:*

Bij hogere stroomsnelheid blijven de kleinere stroomminnende soorten zoals biermpje en riviergrondel (mits er voldoende ondiepe oeverzone is) aanwezig. Rivierdonderpad komt voor als er voldoende stenig substraat is in de ondiepere zones. Eurytope soorten als baars en blankvoorn handhaven zich ook, maar zullen qua abundantie minder gaan voorkomen. De omstandigheden zijn minder geschikt voor fytofiele (plantminnende) soorten als drie- en tiendoornige stekelbaarzen, maar deze soorten mogen wel verwacht worden. Paling en snoek kunnen zich in gekanaliseerde beken goed handhaven. Kleine modderkruiper en vetje verdwijnen, omdat er te weinig stromingsluwe oeverzone is. Afhankelijk van de regio kan de kopvoorn aanwezig zijn (kopvoorn lijkt in het noordelijke deel van Nederland niet voor te komen). In beken met deze ingreep die in verbinding staan met grote, open wateren kan alver aangetroffen worden. Serpeling kan ook in de beken voorkomen, mits er voldoende ondiepe oeverzone met een lage stroomsnelheid aanwezig is voor het afzetten van eieren. De aanwezigheid van beekprik is afhankelijk van voldoende stenig substraat (grind in de beek) en er moeten ook voldoende zones met lage stroomsnelheden (detritus) voorkomen. In de meeste beken met deze ingreep kan beekprik zich niet handhaven, omdat er waarschijnlijk niet voldoende geschikt opgroeigebied beschikbaar is.

*met geringe mate van verstuwung:*

In deze beken is de stroomsnelheid en waterstand meer gereguleerd dan in de beken met uitsluitend kanalisatie. Ondanks de afname in stroomsnelheid kunnen stroomminnende soorten zoals biermpje, riviergrondel en serpeling aanwezig blijven. Voorwaarde voor de aanwezigheid van deze soorten is voldoende oppervlakte aan ondiepe oeverzone. Voor alver en serpeling is tevens een voldoende groot leefgebied van belang en staat de beek bij voorkeur in open verbinding met grotere, stromende wateren. Rivierdonderpad komt voor als er voldoende stenig substraat aanwezig is in de ondiepere zones (dit hoeft niet gelijk te zijn aan de oeverzone). Waarschijnlijk is het aandeel van deze soorten in de abundantie lager. Eurytope soorten als baars en blankvoorn zullen qua abundantie mogelijk meer voorkomen. De omstandigheden zijn redelijk geschikt voor fytofiele soorten als drie- en tiendoornige stekelbaarzen, kleine modderkruiper en vetje. Het habitat in deze beken is geschikt voor paling. De mate van verstuwung bepaalt in hoeverre de soort de beken kan bereiken en er daadwerkelijk voorkomt. Snoek kan zich in deze beken goed handhaven. Ook kopvoorn kan zich in de weinig gestuwde situatie handhaven, als er tenminste voldoende oeverzone is met een lage stroomsnelheid is. Een dergelijke oeverzone is essentieel voor de opgroei van larven en juvenielen. Het voorkomen van kopvoorn is evenwel afhankelijk van de regio (kopvoorn lijkt in het noordelijke deel van Nederland niet voor te komen). In beken die in verbinding staan met grote, open wateren kan alver aangetroffen worden. De aanwezigheid van beekprik is afhankelijk van voldoende stenig substraat (grind in de beek voor de paai) en er moeten ook voldoende zones met lage stroomsnelheden voorkomen. In de meeste beken met deze ingreep kan beekprik zich niet handhaven, omdat er waarschijnlijk niet voldoende geschikt opgroeigebied is.

**langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6)***zonder verstuwung:*

De visstand wordt gevormd door stromingsminnende soorten zoals alver, winde en kopvoorn (kopvoorn lijkt in het noordelijke deel van Nederland niet voor te komen). De soorten biermpje, serpeling, riviergrondel, komen voor als er voldoende ondiepe oeverzone aanwezig is. Rivierdonderpad is aanwezig als er voldoende stenig substraat voorkomt in de ondiepere zones. Door incidenteel hoge stroomsnelheden komen eurytope soorten als baars, driedoornige stekelbaars en blankvoorn wat minder veelvuldig voor. Aangezien er minder habitat beschikbaar is met zeer geringe stroming en veel vegetatie, bijvoorbeeld stromingsluwe oeverzones, ontbreken fytofiele soorten als vetje en kleine modderkruiper. Paling en snoek kunnen zich onder deze omstandigheden goed handhaven. De aanwezigheid van beekprik is afhankelijk van voldoende stenig substraat (grind) in de beek, terwijl eveneens opgroeigebieden met een lage stroomsnelheid en voldoende detritus noodzakelijk zijn. In de meeste gekanaliseerde riviertjes zonder verstuwung zullen deze omstandigheden ontoereikend zijn en kan beekprik zich niet handhaven. Ook het voorkomen van rivierprik is afhankelijk van het voldoende voorhanden zijn van geschikt paaisubstraat en opgroeigebied voor juvenielen. Bij deze ingreep lijkt de bereikbaarheid van het paaigebied voor adulten in riviertjes die in verbinding staan met grote, open wateren weinig of geen problemen op te leveren. Dit betekent dat rivierprik voor kan komen in riviertjes waar nog voldoende paai- en opgroeigebied aanwezig is.



*met geringe mate van verstuwung:*

In deze riviertjes is de stroomsnelheid en waterstand meer gereguleerd dan in de riviertjes met uitsluitend kanalisatie. Het stromingsminnende deel van de visstand bestaat uit soorten zoals alver, winde en kopvoorn. In het noordelijke deel van Nederland lijkt kopvoorn echter niet voor te komen. De plaatselijke omstandigheden in riviertjes met deze ingreepcombinatie bepalen of winde aanwezig is. Deze soort wordt aangetroffen als er voldoende mogelijkheden zijn voor het juveniele en adulte levensstadium. Voor het juveniele stadium moeten er voldoende inundatiegebieden met lage stroomsnelheden zijn. Voor de adulte vissen mag de verstuwung niet leiden tot een dermate grote versnippering van het leefgebied, dat de paaigebieden onbereikbaar worden. De soorten bermpje, serpeling en riviergrondel komen voor als er voldoende ondiepe oeverzone aanwezig is. Rivierdonderpad wordt aangetroffen als er voldoende stenig substraat is in ondiepere zones. Eurytope soorten als baars, driedoornige stekelbaars en blankvoorn komen veelvuldig voor. Het habitat in deze riviertjes is geschikt voor paling. De mate van verstuwung bepaalt in hoeverre de soort de riviertjes kan bereiken en er daadwerkelijk voorkomt. Fytofiele soorten als vetje en kleine modderkruiper zijn duidelijk minder aanwezig dan in de ongestoorde situatie. Voor deze soorten is er in de gekanaliseerde riviertjes met verstuwung minder habitat in de vorm van oeverbegroeiing beschikbaar. Snoek kan zich in dergelijke riviertjes goed handhaven. De aanwezigheid van beekprik is afhankelijk van voldoende stenig substraat (grind), terwijl ook genoeg zones met een lage stroomsnelheid en voldoende detritus noodzakelijk zijn. Daarnaast wordt het voorkomen van beekprik beïnvloed door eventuele predatie door andere vissen. Gezien de ontoereikende habitatomstandigheden en de breedte van de beek met daaraan gekoppeld het hoge aantal grotere eurytopen (potentiële predatoren en concurrenten) komt beekprik niet voor. De aanwezigheid van rivierprik is afhankelijk van het voldoende voorhanden zijn van geschikt paaisubstraat en opgroeigebied voor juvenielen. Bij deze ingreepcombinatie lijkt de bereikbaarheid van het paaigebied voor adulte vissen problemen op te leveren. Bijgevolg komt de rivierprik niet meer voor.

#### 3.1.4.2 Data-analyse

De beschreven invloed op vissoorten en abundanties zijn vergeleken met het aantreffen van deze soorten bij de gegevens van bemonsteringen in Nederlandse en Europese wateren met de onderscheiden ingrepen. De resultaten daarvan worden weergegeven en besproken in bijlage 9. Tijdens de studie bleek dat stromende wateren met als ingreep kanalisatie zonder verstuwung niet in de Nederlandse dataset zaten en in de Europese dataset relatief weinig.

#### 3.1.4.3 Afgeleide maatlatten

Voor gekanaliseerde wateren zonder, of met geringe mate van verstuwung is het aantal kenmerkende soorten voor het type R5 en R6 gelijk. Tevens zijn de MEP's voor abundantie voor beide typen gelijk gesteld. Daarom kent de maatlat voor R5 en R6 dezelfde opbouw (zie tabel 3.6 en 3.7). Hierbij dient in ogenschouw te worden genomen dat het aantal kenmerkende soorten weliswaar gelijk is, maar dat dit deels verschillende soorten zijn.

Voor de ondergrenzen voor het Aandeel limnofielen en het Aandeel omnivoren maakt het uit of er sprake is van een geringe verstuwung of helemaal geen verstuwung. Bij de eerste worden deze op 100% gesteld. Voor kanalisatie zonder verstuwung geldt dat bij sterkere verstoring door kanalisatie het aandeel limnofielen en omnivoren naar verwachting afneemt. Bij de ingreepcombinaties kanalisatie met verstuwung zal een toename van de verstuwung leiden tot een meer stagnerend karakter en een stijging van het aandeel limnofielen en omnivoren.

*Tabel 3.6 Maatlat voor langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5) en langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6) met kanalisatie en zonder enige verstuwung*

Deelmaatlat	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
Aantal kenmerkende soorten	10	6	6-4	4-2	2-0
Aandeel limnofielen (%)	4	3	3-2	2-1	1-0
Aandeel rheofielen (%)	34	20	20-14	14-7	7-0
Aandeel migrerende soorten (%)	18	14	14-9	9-5	5-0
Aandeel omnivoren (%)	49	37	37-25	25-12	12-0
Aandeel bermpje en riviergrondel van alle rheofielen (%)	55	83	83-89	89-94	94-100
EKR	1	0,6	0,6-0,4	0,4-0,2	0,2-0

*Voor de soorten die tot de deze indicatoren worden gerekend wordt verwezen naar bijlage 9.*

De slechte toestand voor gekanaliseerde wateren zonder verstuwning kenmerkt zich door het voorkomen van slechts enkele soorten en zeer lage aantalsaandelen limnofiele en migrerende soorten. Het aandeel stromingsminnende soorten bestaat vrijwel geheel uit riviergrondel en biermpje.

Bij de klassen ontoereikend en matig worden er meer soorten aangetroffen die behoren tot verschillende ecologische groepen. De aandelen rheofiele, migrerende en omnivore soorten maken een redelijk tot aanzienlijk deel uit van de visstand. Hoewel biermpje en riviergrondel de rheofiele visstand nog domineren, neemt het aandeel andere rheofielen toe.

Het goed ecologisch potentieel kent een diverse soortensamenstelling waarin alle stromingsgilden zijn vertegenwoordigd. Het aantalsaandeel rheofiele soorten bedraagt ongeveer 30% en bestaat naast biermpje en riviergrondel voor een belangrijk deel uit andere soorten. Migrerende en omnivore soorten vormen in aantallen een aanzienlijk aandeel in de visstand.

*Tabel 3.7 Maatlat voor langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5) en langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6) met kanalisatie en geringe verstuwning*

Deelmaatlat	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
Aantal kenmerkende soorten	10	6	6-4	4-2	2-0
Aandeel limnofielen (%)	10	46	46-64	64-82	82-100
Aandeel rheofielen (%)	34	20	20-14	14-7	7-0
Aandeel migrerende soorten (%)	7	4	4-3	3-1	1-0
Aandeel omnivoren (%)	49	69	69-80	80-90	90-100
Aandeel biermpje en riviergrondel van alle rheofielen (%)	72	83	83-89	89-94	94-100
Score	1	0,6	0,6-0,4	0,4-0,2	0,2-0

De slechte toestand bij gekanaliseerde wateren met geringe verstuwning kenmerkt zich door het voorkomen van slechts enkele soorten en een visstand die in aantallen gedomineerd wordt door limnofiele en omnivore soorten. Het aandeel stromingsminnende soorten bestaat vrijwel geheel uit riviergrondel en biermpje.

Bij de klassen ontoereikend en matig worden er meer soorten aangetroffen van verschillende ecologische groepen. De aandelen limnofiele en omnivore soorten zijn nog groot, maar minder overheersend dan in de slechte toestand. De rheofiele soorten, hoofdzakelijk biermpje en riviergrondel maken een substantieel deel uit van de visstand, met name in de klasse matig.

Het goed ecologisch potentieel kent een diverse soortensamenstelling waarin alle stromingsgilden zijn vertegenwoordigd. De rheofiele soorten vormen in aantallen een aanzienlijk aandeel in de visstand en bestaan naast biermpje en riviergrondel ook uit andere soorten. De aandelen limnofiele en omnivore soorten maken een steeds kleiner deel uit van de visstand en het aantalsaandeel migrerende soorten stijgt, maar blijft in omvang gering.

### **Berekening eindoordeel**

De relatieve aandelen limnofielen en rheofielen zijn in een zekere mate afhankelijk van elkaar. Samen met de eurytopen vormen de limnofielen en rheofielen immers de gehele visstand. Daarom wordt voor de berekening van het eindoordeel eerst het gemiddelde genomen van de scores op de deelmaatlaten Aandeel limnofielen en Aandeel rheofielen. Het eindoordeel wordt vervolgens bepaald door dit getal te middelen met de scores op de andere deelmaatlaten.

In plaats van een berekening met gemiddelden kan de bepaling van het eindoordeel ook beschreven worden met wegingsfactoren (zie tabel 3.8). Het toepassen van weging van de scores van de deelmaatlaten geeft hetzelfde eindoordeel als de bepaling aan de hand van het gemiddelde.

Aangezien gekozen is voor één deelmaatlat voor soortensamenstelling is besloten een lagere wegingsfactor aan soortensamenstelling toe te kennen dan in de maatlat voor de natuurlijke wateren. Bij de laatste wegen de deelmaatlaten voor soortensamenstelling samen even zwaar als die voor de abundantie. Het functioneren van de ontwikkelde maatlaten voor de sterk veranderde wateren wordt nog gecalibreerd en gevalideerd, wat onder andere kan leiden tot een bijstelling van de wegingsfactoren.

*Tabel 3.8 Wegingsfactor per deelmaatlat*

Deelmaatlat	Weging
Aantal kenmerkende soorten	0,2
Aandeel limnofielen (%)	0,1
Aandeel rheofielen (%)	0,1
Aandeel migrerende soorten (%)	0,2
Aandeel omnivoren (%)	0,2
Aandeel biermpje en riviergrondel van alle rheofielen (%)	0,2

## 3.2 KANALISATIE MET STERKE VERSTUWING

### 3.2.1 HYDROMORFOLOGIE EN FYSISCHE-CHEMIE

De hydromorfologische ingreep die hier wordt bedoeld heeft de volgende kenmerken:

- de ingreep 'kanalisatie' en 'verstuwings' zoals in de vorige paragraaf
- het effect van deze stuwen laat zich gelden in stroming en peil over meer dan 50% van de lengte van het waterlichaam
- de stroomsnelheid is nergens hoger dan 5 cm/sec
- de stuwen zijn voor vis passeerbaar gemaakt

Met stuwen worden de elementaire vormen van stuwen bedoeld. Het betreft kunstwerken die tot doel hebben het water ter plaatse niet lager te laten zakken dan een zeker, in hoogte al dan niet instelbaar peil. Het effect van deze ingreep is een verlaging van de stroomsnelheid boven de stuw. Het effect laat zich gelden tot op zekere afstand van de stuw, maar die afstand varieert met de grootte van de afvoer. Bij de grootste afvoer is het effect minimaal, bij de basisafvoer het sterkst en verst strekkend.

Een secundair effect van stuwen is de barrièrewerking voor met name vissen. Een vispassage of vistrap is een mitigerende maatregel, met name wanneer de stuw aanvankelijk niet passeerbaar was, die wordt inbegrepen in de MEP omdat deze vrij algemeen wordt toegepast of alsnog toe te passen is. Andere mitigerende en compenserende maatregelen worden niet beschreven.

Kanalisatie leidt, zoals bij de ingreep kanalisatie is beschreven, tot verlies van vormvariatie en verlies aan retentie. Verstuwings heeft vooral een effect op de waterdiepte en variatie in stroomsnelheid en daardoor ook een effect op de verdeling van het slib op de bodem over de lengte van de rivier. Met name voor de stuwen kan de saprobie van de bodem sterk toenemen.

Het effect van verminderde retentie op de beschikbaarheid van nutriënten in de waterzone wordt in de paragraaf over kanalisatie besproken, evenals de afgeleide ingreep 'maaionderhoud'.

#### **Stroming en ruimtelijke stromingsvariatie / dieptevariatie**

Door de verstuwings en de daardoor toegenomen waterdiepte neemt de stroomsnelheid sterk af over vrijwel de gehele beekloop. Alleen direct na de stuw blijft een sneller stromend gedeelte over. In droge perioden valt de stroming zelfs helemaal weg en ontstaat er een systeem van door de stuwen gescheiden langgerekte meren. Onder natuurlijke omstandigheden zouden dit ondiepe poelen in de beekbodem betreffen en zou de rest van de beek in extreme omstandigheden kunnen droogvallen of zou er een zeer smal stroompje oeblijven.

In perioden van hoge afvoer verschilt het effect van verstuwings nauwelijks van het effect van kanalisatie alleen

#### **Substraatsamenstelling en ruimtelijke substraatvariatie**

Bij het tamelijk continue regime van trage stroming en geringe stromingsvariatie krijgen sedimentatieprocessen de overhand, terwijl erosieprocessen nog op beperkte schaal plaatsvinden. Dit wordt nog versterkt door de kanalisatie. Dit leidt tot een sterke achteruitgang van de substraatvariatie. Het resultaat is dat substraten worden gedomineerd door fijne organische afzettingen, voornamelijk slib en detritus. Harde substraten, zoals grind en takken, verdwijnen grotendeels onder een laag van slib en zand. Zandbodems raken verslibd en in brede oeverzones geheel overdekt met slib. Direct stroomopwaarts van elke stuw is dit effect uiteraard het sterkst.

#### **Saprobie**

Het neveneffect van de toename van trofiegraad van het water en de instabiliteit van de nutriënten door verminderde retentie leidt er op termijn toe dat ook de saprobiegraad in de delen met verminderde stroomsnelheid, dus direct voor de stuwen, toeneemt. Deze saprobie-toename vindt voornamelijk in de diepere delen plaats; terwijl in de referentie de hoogste saprobiegraad in de ondiepe binnenbochten wordt aangetroffen.

#### **Zuurstof**

Onder natuurlijke omstandigheden is er een vrijwel voortdurende zuurstofverzadiging in het water. Door de toename van slibrijke milieu's op stilstaand water wordt de zuurstofhuishouding veel dynamischer over het etmaal en varieert van vrijwel zuurstofloosheid op vroege ochtenden bij langdurige droogte tot sterke

oververzadiging door de enorme productie van de weelderige ondergedoken begroeiing voordat er wordt gemaaid.

### **Vispassages en optrekbaarheid**

Door verstuwning in wateren neemt de mate van vrije optrekbaarheid voor vis af. De aanwezigheid van een vispassage kan een stuw weliswaar passeerbaar maken voor vis, maar een water is daarmee nog niet vrij optrekbaar (de stuw blijft dus in meer of mindere mate een migratiebelemmering).

Bij reeds aangelegde vispassages zijn grote verschillen in optrekbaarheid (efficiëntie) waargenomen. Kroes & Monden (2005) geven aan dat de efficiëntie van vispassages samenhangt met de attractiviteit en passeerbaarheid. Een attractieve vispassage heeft het vermogen om vissen aan te trekken tot de ingang. De attractiviteit is maximaal als de vispassage over de volle breedte van de watergang is gesitueerd. De passeerbaarheid heeft te maken met het gemak waarmee vissen door de vispassage gaan, nadat zij de ingang hebben gevonden. Behalve van vissoort en fysieke gesteldheid van vis is dit onder andere afhankelijk van de watertemperatuur en het stromingspatroon in de vispassage. Een meer natuurlijk stromingspatroon is voor vissen makkelijker passeerbaar dan een niet-natuurlijke variant waarbij een groot verval over korte afstand moet worden overbrugd.

Uit het bovenstaande blijkt dat de efficiëntie van vispassages afhankelijk is van de uitvoering van de passage en de situatie ter plaatse. Er kan dus niet op voorhand van worden uitgegaan dat een vispassage het probleem van optrekbaarheid bij stuwen verhelpt. De aanleg van een vispassage is een mitigerende maatregel die het effect van de stuw op vismigratie in meer of mindere mate verzacht, maar niet per definitie geheel oplost of herstelt.

## **3.2.2 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS**

### **3.2.2.1 Effecten van de ingreep**

#### **Macrofyten**

De effecten van kanalisatie zijn voornamelijk gerelateerd aan het verlies van vormvariatie, verstuwning leidt vooral tot verdere afwijking van de natuurlijke dynamiek van het afvoerverloop. Doordat er vrijwel geen seizoens-peilverloop meer optreedt verdwijnen vrijwel alle soorten van droogvallende oevers.

Soorten van stilstaande wateren krijgen meer kansen, vooral uit de plantengemeenschappen *Nuphar-Potametalia* (grote drijfbladplanten), de *Callitricho-Potametalia* (kleine drijfbladplanten) en het *Lemnion minoris* (kroos). Dat betekent dat de abundantie van de drijfbladvegetatie dichter bij de natuurlijke referentie komt. Ontwikkeling van kroos moet echter primair worden toegeschreven aan verhoging van de trofiegraad. Het gedeelte van deze trofieverhoging dat kan worden toegeschreven aan verlies van retentie is niet zo groot dat het GET niet kan worden bereikt. Verstuwning is voor de ontwikkeling van deze gemeenschap slechts een randvoorwaarde.

Er is rond de stuwen ook iets van de variatie in vorm (diepte) en dynamiek (stroomsnelheidsvariatie) teruggekomen, maar geen van de karakteristieke soorten uit de maatlatten reageren hierop positief, omdat dit wordt veroorzaakt door het aanbrengen van kunstmatige elementen en omdat het slechts tot gevolg heeft dat er slib blijft hangen (boven de stuw) en een onnatuurlijke dynamiek-pieken in de zomer optreden (beneden de stuw). Het zijn voornamelijk ruderaal- en ruigtesoorten die hierop reageren.

#### **Fytobenthos**

De effecten van kanalisatie zijn voornamelijk gerelateerd aan het verlies van vormvariatie, verstuwning leidt vooral tot verdere afwijking van de natuurlijke dynamiek van het afvoerverloop. Vóór de stuwen neemt de diepte toe en de stroomsnelheid af, direct na de stuwen neemt de diepte af en de stroomsnelheid toe.

Daarbij komen de neveneffecten die bij kanalisatie zijn beschreven. Voor het fytobenthos zijn de veranderingen in de zuurstofhuishouding waarschijnlijk essentieel. Het water van natuurlijke beken is vrijwel constant met zuurstof verzadigd, terwijl in gestuwde beken grote fluctuaties van de zuurstofconcentratie optreden. Op de plaatsen waar voor de stuwen ophoping van organisch materiaal plaats vindt kunnen zich negatieve indicatoren sterker gaan ontwikkelen.

### 3.2.2.2 Data-analyse

Er zijn geen andere data beschikbaar dan die voor de kanalisatie alleen zijn gebruikt.

### 3.2.2.3 Afgeleide maatlatten

#### Abundantie

De afgeleide maatlatten voor abundantie zijn dezelfde als bij alleen kanalisatie en geringe verstuwings, behalve voor Drijvend. Deze heeft waarden die gelijk zijn aan die van de referentie.

Tabel 3.9 MEP en GEP voor abundantie in vergelijking met de referentie en GET voor natuurlijke wateren

	R5				R6			
	Natuurlijk		Afgeleid		Natuurlijk		Afgeleid	
	Refer.	GET	MEP	GEP	Refer.	GET	MEP	GEP
Submers + Drijvend + Emers	65	20	50	25				
Submers					60	20	20	10
Drijvend					25	10/90	25	10/90
Emers					20	5/90	5	2
Draadwier/Flab	1	10	1	10	2	10	2	10
Kroos	1	10	1	10	2	10	2	10
Oeverbegroeiing (bos)	80	40	25	18	80	40	25	18

*N.B. Waar twee waarden staan is sprake van een optimum zoals beschreven in de maatlatten voor natuurlijke wateren*

#### Soorten

De maximaal haalbare scores voor de soortensamenstelling worden volgens de tabel in bijlage 4 afgeleid. De soortenlijst met de bijbehorende scores blijft onveranderd. Soorten die niet worden verwacht na de ingreep, maar wel worden aangetroffen tellen dus mee in de score.

Tabel 3.10 Maximaal haalbare soort-scores voor MEP in vergelijking met die voor natuurlijke wateren

	R5		R6	
	Referentie	MEP	Referentie	MEP
A. waterplanten	82	57	90	60
B. oeverplanten	43	13	109	34

#### Fytobenthos

De data die ter beschikking staan voor het toetsen van hydromorfologische veranderingen op het fytobenthos zijn in wezen ontoereikend. De beschikbare gegevens uit de verschillende watertypen wijzen erop dat de invloeden van deze veranderingen, althans op de diatomeeëncomponent, met de huidige maatlatten voor de vergelijkbare natuurlijke typen niet valt aan te tonen.

### 3.2.3 MACROFAUNA

#### 3.2.3.1 Effecten van de ingreep

De invloed van kanalisatie is al onder de ingreep "kanalisatie" besproken. Verstuwings heeft een nog verdergaande impact op het natuurlijke beekstelsel. De invloed op de macrofaunasamenstelling wordt per hoofdfactor besproken in globale termen.

#### Stroming en ruimtelijke stromingsvariatie

Rheofiele soorten, die een belangrijk deel uitmaken van de maatlat kenmerkende soorten, maken door de sterk afgenomen stroomsnelheid nog slechts een klein deel van de levensgemeenschap uit. Geheel wegvallen van de stroming in droge perioden maakt overleving van rheofiele soorten extra moeilijk. Refugia voor rheofiele soorten zijn de na de stuw gelegen sneller stromende delen van de beek. Van daaruit kunnen andere beekgedeelten gekoloniseerd worden in gunstigere perioden. De rheofiele soorten worden grotendeels vervangen door limnofiele en indifferente soorten. Stromingsvariatie is bij een dergelijk lage stroomsnelheid, in combinatie met kanalisatie, niet noemenswaardig aanwezig. Bij dit wordt er wel vanuit

gegaan dat de stuw een vistrap bevat als mitigerende maatregel. Stuwen hebben wat betreft barrièrewerking een geringe invloed op macrofauna. Dit invloed van stuwen op macrofauna is zoals gezegd indirect via het verminderen van de stroomsnelheid. Vistrappen hebben dus weinig positieve effecten op macrofauna tenzij deze zijn ingericht als een bypass in de vorm van een natuurlijke beek. Een vistrap in deze vorm komt het natuurlijke stromingsregime en daarmee de macrofauna meer ten goede.

#### **Substraatsamenstelling en ruimtelijke substraatvariatie**

De meeste kenmerkende soorten zijn gebonden aan "schone" slibloze substraten, vaak harde substraten. Omdat deze goeddeels verdwijnen worden de condities voor deze soorten buitengewoon ongunstig. Een klein deel van deze soorten kan zich handhaven op aan de stroming geëxponeerde watervegetaties en vooral vlak na de stuwen, waar vaak kunstmatige harde substraten zijn aangebracht, die door de ter plekke aanwezige stroming worden schoongespoeld. Het betreft vooral de minder kritische soorten ten aanzien van stroming en zuurstofhuishouding. Van de toename van slibrijke milieu's profiteren de detritivoren die goed bestand zijn tegen de ter plekke heersende matige tot slechte zuurstofcondities. Dit zijn vooral indicatoren op de maatlat dominant negatieven.

#### **Vegetatieontwikkeling**

Toename van vegetaties leidt tot een sterke toename van macrofaunasoorten van stagnant water en typische vegetatiebewoners. Het relatieve aandeel van rheofiele soorten slinkt hierdoor. Een verdere afname van rheofiele soorten kan optreden, doordat dichte watervegetaties de stroming in delen van het profiel zal reduceren. Bij abundante groei van waterplanten in combinatie met lage stroomsnelheden, kan ook de zuurstofhuishouding ernstig verstoord raken, wat leidt tot een afname van zuurstofminnende, rheofiele soorten. Tevens zal tussen watervegetaties door het wegvallen van de stroming, toename van sedimentatie optreden van fijn organisch materiaal. De verhoogde primaire productie van de watervegetaties kan ten slotte leiden tot een verhoogde saprobie van de beek, vooral door afbraak van afgestorven plantenmateriaal in het najaar.

Samenvatting achteruitgang macrofauna als gevolg van verstuwning en kanalisatie:

- rheofiele en zuurstofminnende soorten zullen duidelijk afnemen en worden vervangen door limnofiele en stromingsindifferenten soorten en plantenbewoners;
- soorten van vaste substraten nemen duidelijk af en er is een forse toename van soorten van zachte, slibrijke substraten.

Door voor de soorten uit de maatlatten voor natuurlijke wateren de kenmerken rheofilie en substraatvoorkeur (inclusief vegetatiebewoners) na te gaan, kan inzicht worden verkregen welke taxa zullen toenemen en welke zullen afnemen als gevolg van kanalisatie en verstuwning. De deelmaatlat voor kenmerkende soorten zal een duidelijk lagere score krijgen dan bij de ingreep "alleen kanalisatie" het geval is (een verslechtering). Dat komt doordat rheofiele soorten en soorten van harde substraten een veel kleiner deel van de levensgemeenschap gaan vormen. Juist deze soorten zijn de indicatoren voor deze maatlat voor R5 en R6. Positief dominante indicatoren zullen zich nog kunnen handhaven, maar de abundanties zullen beduidend lager worden. De meeste van deze soorten zijn rheofiel, maar kunnen lagere stroomsnelheden, een minder goede zuurstofhuishouding en substraatverarming nog wel verdragen. Het aandeel negatief dominante indicatoren zal stijgen (verslechtering), door de afname van stroming en de toename van slibrijke milieu's. De negatief dominante soorten zijn vooral limnofiele en stromingsindifferenten soorten, soorten van plantenrijke milieu's en soorten van milieus met veel afbraak van organisch materiaal (slib). De mate waarin achteruitgang van de ecologische kwaliteit plaatsvindt, moet worden vastgesteld aan de hand van gegevensanalyse. Te verwachten is een relatief sterke afwijking van de natuurlijke toestand, maar met behoud van de positief dominante indicatoren en een gedeelte van de kenmerkende soorten.

#### **3.2.3.2 Data-analyse**

Door verschillende waterbeheerders zijn meetpunten aangedragen uit gekanaliseerde en gestuwde beken van de typen R5 en R6. Deze monsters zijn van een zo goed mogelijke ecologische kwaliteit zodat bepaald kan worden welk MEP in de praktijk haalbaar is. In principe dienen de overige kenmerken van de meetpunten zoveel mogelijk te voldoen aan de eisen van natuurlijke wateren. Van deze meetpunten zijn de monsters opgezocht in de Limnodata Neerlandica waarvan vervolgens de score is berekend op de maatlat voor natuurlijke wateren (Knoben & Kamsma et al., 2004 en Van der Molen et al., 2004). Dit is gedaan voor monsters vanaf 1995 om problemen met oude soortnamen en determinatie tot op hoger taxonomisch niveau (familie, genus, etc.) te verminderen. Vervolgens zijn de scores van de maatlatten geanalyseerd en zijn meetpunten verwijderd om de volgende redenen:

- meetpunten die toch een slechte of ontoereikende kwaliteit bleken te scoren;
- meetpunten die in de loop van de tijd een sterk fluctuerende kwaliteit vertonen.

Meetpunten die in de loop van de tijd een constante verbetering in kwaliteit laten zien zijn wel meegenomen.

Meetpunten die wel in de invloedssfeer van stuwen vallen, hebben een relatief lagere kwaliteit. Om toch een redelijk aantal meetpunten over te houden zijn alle punten met meetpunten met een score van 0,6 of hoger gehandhaafd. De meetpunten die uiteindelijk representatief worden geacht voor de MEP-situatie voor de betreffende typen en ingreep zijn weergegeven in onderstaande tabel.

*Tabel 3.11 MEP-meetpunten voor kanalisatie met verstuwning.*

Meetpunt	Locatie	Type	Jaar	Score	Eco. Status
WBD-240103	Molenbeek MOB8 Soestwetering	R05	1999	0,6	matig
WGS-VSW27	Okkenbroekerveldweg (96)	R06	2000	0,7	matig
WPM-ONEER900	Neerbeek Hanssum	R05	1999	0,6	matig
Meerdere monsters vanaf WRIJ-SPB25	Schipbeek meerdere locaties	R06	1995-2001	0,6	matig
WD-250044	Sterkselse Aa, brug in de weg	R05	2002	0,7	matig

Voor de data-analyse (inclusief onderzoek naar de chemische bandbreedte) van wateren van de typen R5 en R6 wordt verder verwezen naar de data-analyse bij de ingreep kanalisatie zonder verstuwning.

### 3.2.3.3 Afgeleide maatlatten

Voor de ingreep kanalisatie met verstuwning bij de typen R5 als R6 is een MEP van 0,7 afgeleid. Het GEP komt te liggen op 0,6. De ondergrens van matig komt dan op 0,5 en de ondergrens van ontoereikend blijft net als bij de natuurlijke wateren op 0,3.

## 3.2.4 VISSSEN

### 3.2.4.1 Effecten van de ingreep

Het effect van de ingreep op de soortensamenstelling wordt beschreven aan de hand van een zestal factoren die sturend zijn voor de visstand in sterk veranderde stromende wateren. In bijlage 9 wordt deze afleiding uitgewerkt voor alle ingrepen in riviertypen. Voor de ingreep kanalisatie is het effect van de ingreep op de factoren samengevat in onderstaande tabel. Het effect van de ingreep op de abundantie wordt bepaald met behulp van analyses op de Europese dataset van het FAME-project. In bijlage 9 worden de effecten op soortensamenstelling en abundantie uitgewerkt voor alle ingrepen in riviertypen.

*Tabel 3.12 Overzicht effecten van de ingreep op voor vissen relevante stuurfactoren*

Factor	Effect van de ingreep
Optrekbaarheid	slecht
Emergente vegetatie	meer
Submerse vegetatie	veel
Stroomsnelheid	stagnant karakter
Normprofiel	minder ondieptes
Zuurstof	periodiek te laag

### langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5)

Door de afname in stroomsnelheid en de sterke mate van verstuwning komen een aantal stroomminnende soorten niet meer voor. Het betreft met name de grotere soorten als kopvoorn, serpeling en alver, maar ook kleinere soorten als rivierdonderpad en beekprik. Voor deze soorten is te weinig geschikt paai- en opgroeigebied aanwezig is. Daarnaast geldt voor de grotere soorten dat het leefgebied te versnipperd is als gevolg van de verstuwning. Ook schommelende en periodiek lage zuurstofgehalten zijn verantwoordelijk voor het verdwijnen van zuurstofgevoelige soorten als serpeling, kopvoorn en rivierdonderpad. De kleine stromingsminnende soorten biermpje en riviergrondel zijn in beken met deze ingreepcombinatie alleen nog

aanwezig op plaatsen met voor hun gunstige omstandigheden. Deze soorten worden bijvoorbeeld aangetroffen in de stroming achter stuwen. Eurytope soorten als baars en blankvoorn komen qua abundantie meer voor. Qua habitat kan paling in beken met deze ingreepcombinatie voorkomen. Door de sterke mate van verstuwning kan de soort de stuwpanden in de beken echter niet meer bereiken en ontbreekt er. De omstandigheden zijn redelijk geschikt voor de fytofiele soorten zoals drie- en tiendoornige stekelbaarzen, kleine modderkruiper en vetje. Ook snoek kan zich in deze beken goed handhaven.

#### **langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6)**

Door de sterke verstuwning is de variatie in stroomsnelheid verder afgenomen. Meer riviergebonden vissoorten zoals alver en winde komen niet voor, omdat de longitudinale component als gevolg van verstuwning ontbreekt. Hierdoor is het leefgebied te versnipperd en zijn de paai- en opgroeigebieden niet of slecht bereikbaar. Alleen in stuwpanden die direct in verbinding staan met grote, open wateren kunnen alver en winde nog voorkomen. De sterke mate van verstuwning is een reden voor het ontbreken van kopvoorn. Daarnaast zijn de schommelende en periodiek lage zuurstofgehalten verantwoordelijk voor het verdwijnen van zuurstofgevoelige soorten als kopvoorn, serpeling en rivierdonderpad. De kleine stromingsminnende soorten biermpje en riviergrondel zijn alleen nog aanwezig op plaatsen met voor hun gunstige omstandigheden. Deze soorten worden bijvoorbeeld aangetroffen in de stroming achter stuwen. Eurytope soorten als baars, driedoornige stekelbaars en blankvoorn komen qua abundantie meer voor. Qua habitat kan paling in riviertjes met deze ingreepcombinatie voorkomen. De mate waarin deze riviertjes in verbinding staan met grotere wateren bepaalt of paling er aanwezig is. Door de sterke mate van verstuwning komt rivierprik niet meer voor in deze riviertjes. Aangezien er weinig habitat in de vorm van oeverbegroeiing beschikbaar is, zijn fytofiele soorten als vetje en kleine modderkruiper minder sterk vertegenwoordigd dan in natuurlijke riviertjes. De abundantie van deze soorten is echter hoger dan in riviertjes met kanalisatie en een geringe mate van verstuwning. Snoek kan zich goed handhaven in zowel riviertjes met een geringe als met een sterke mate van verstuwning. Door de verstuwning en de geringe variatie in stroomsnelheid is er nog maar weinig habitat voor de paai en de juveniele stadia van beekprik aanwezig. Gezien de breedte van de beek en daaraan gekoppeld het hoge aantal grotere eurytopen, wordt beekprik bedreigd door concurrentie en predatie. De geringe aanwezigheid van geschikt habitat voor alle levensstadia in combinatie met de predatie door eurytopen resulteert in het ontbreken van beekprik.

#### **3.2.4.2 Data-analyse**

De beschreven invloed op vissoorten en abundanties zijn vergeleken met het aantreffen van deze soorten bij de gegevens van bemonsteringen in Nederlandse en Europese wateren met de onderscheiden ingrepen. De resultaten daarvan worden weergegeven en besproken in bijlage 9.

#### **3.2.4.3 Afgeleide maatlatten**

Bij kanalisatie met sterke verstuwning verschilt het aantal kenmerkende soorten voor het type R5 en R6. Daarom is de deelmaatlat Aantal kenmerkende soorten voor deze ingreep verschillend opgebouwd (zie tabel 3.13 en 3.14). De deelmaatlatten voor abundantie zijn voor beide typen identiek. Voor kanalisatie zonder verstuwning geldt dat bij sterkere verstoring door kanalisatie het aandeel limnofielen en omnivoren naar verwachting afneemt. Bij de ingreepcombinaties kanalisatie met verstuwning zal een toename van de verstuwning leiden tot een meer stagnant karakter en een stijging van het aandeel limnofielen en omnivoren.

*Tabel 3.13 Maatlat voor langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5) met kanalisatie en sterke verstuwning*

Deelmaatlat	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
Aantal kenmerkende soorten	9	5	5-4	4-2	2-0
Aandeel limnofielen (%)	25	55	55-70	70-85	85-100
Aandeel rheofielen (%)	28	17	17-11	11-6	6-0
Aandeel migrerende soorten (%)	5	3	3-2	2-1	1-0
Aandeel omnivoren (%)	61	77	77-84	84-92	92-100
Aandeel biermpje en riviergrondel van alle rheofielen (%)	88	93	93-95	95-98	98-100
Score	1	0,6	0,6-0,4	0,4-0,2	0,2-0

*Voor de soorten die tot de deze indicatoren worden gerekend wordt verwezen naar bijlage 9.*



Tabel 3.14 Maatlat voor langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6) met kanalisatie en sterke verstuwning

Deelmaatlat	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
Aantal kenmerkende soorten	9	5	5-4	4-2	2-0
Aandeel limnofielen (%)	25	55	55-70	70-85	85-100
Aandeel rheofielen (%)	28	17	17-11	11-6	6-0
Aandeel migrerende soorten (%)	5	3	3-2	2-1	1-0
Aandeel omnivoren (%)	61	77	77-84	84-92	92-100
Aandeel biermpje en riviergrondel van alle rheofielen (%)	88	93	93-95	95-98	98-100
Score	1	0,6	0,6-0,4	0,4-0,2	0,2-0

De slechte toestand bij gekanaliseerde wateren met sterke verstuwning kenmerkt zich door het voorkomen van slechts enkele soorten en een visstand die in aantallen gedomineerd wordt door limnofiele en omnivore soorten. Het aandeel stromingsminnende soorten bestaat (vrijwel) geheel uit riviergrondel en biermpje. Bij de klassen ontoereikend en matig worden er meer soorten aangetroffen. Het aandeel limnofiele soorten is nog groot, maar minder overheersend dan in de slechte toestand. De rheofiele soorten, hoofdzakelijk biermpje en riviergrondel maken een substantieel deel uit van de visstand, met name in de klasse matig. Het goed ecologisch potentieel kent een diverse soortensamenstelling waarin alle stromingsgilden zijn vertegenwoordigd. De rheofiele soorten vormen in aantallen een aanzienlijk aandeel in de visstand en bestaan naast biermpje en riviergrondel ook uit enkele andere soorten. Het aandeel limnofiele soorten is sterk afgenomen, net als het aandeel omnivore soorten wat nog wel een groot deel uitmaakt van de visstand. Het aantalsaandeel migrerende soorten stijgt, maar blijft in omvang gering.

#### Berekening Eindoordel

Voor de berekening van het eindoordeel wordt verwezen naar de beschrijving in paragraaf 3.1.4.3.

### 3.3 AANVULLENDE MAATREGELEN

#### 3.3.1 I HAVE A DREAM ...



Wat is nu samengevat haalbaar voor rivieren die zijn gekanaliseerd en daarbij ook nog gestuwd? Samenvattend uit de voorgaande paragrafen kan worden opgemaakt dat het om watergangen gaat waarin op allerlei mogelijk manieren wel degelijk een ruimtelijke variatie is te vinden. Over de gehele lengte is, geconcentreerd aan de zijden een ondergedoken vegetatie aanwezig en de stroming die naar geulen daarin wordt gedrongen komen ook nog stroomsnelheidsvariaties voor. De kwaliteit van de fyto-benthos is hoog doordat riool-noodoverstorten, als ze al zijn gehandhaafd, hoogstens een kortdurend effect hebben. Allerlei zeer kritische soorten macrofauna missen weliswaar, maar de structuur van de macrofauna kent toch een goede opbouw. Positief dominante soorten komen volop voor. Trekvissen krijgen het moeilijk, vooral als de variatie in substraattype ook nog tegenvalt, maar door de aanwezigheid van vistrappen is toch veel mogelijk.

Herstelmaatregelen zijn vooral effectief als er iets aan de morfologische variatie van de oevers wordt gedaan en retentie wordt hersteld. De nutriëntenconcentratie in het water is een punt van zorg, maar gefaseerd of gedifferentieerd maaibeheer kan kleine wonderen verrichten.

En mochten in bepaalde waterlichamen toch nog aanvullende mitigerende maatregelen nodig zijn om dit te bereiken dan wordt hieronder een aantal mogelijkheden gegeven, geredeneerd vanuit biologisch kwaliteitselementen waarin eventueel is te sturen.

#### 3.3.2 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS

Maatregelen om de effecten te verminderen moeten gezocht worden in de sfeer van habitatdiversificatie, vermijding van hoge afvoerpieken in relatie tot de dimensie van de beek waardoor onderhoud kan worden geëxtensiverend en compensatie van de eutrofiëringseffecten die sterke biomassaontwikkeling tegengaat. De mate waarin deze maatregelen kunnen worden geëffectueerd en in welke mate ze effectief mogen worden geacht is afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden, maar in het algemeen kan wel het volgende worden gesteld:

Maatregelen waarbij delen van het waterlichaam weer een natuurlijk profiel krijgen kunnen tot gevolg hebben dat een groot deel van de plantensoorten terugkomt in het systeem waardoor de score op de deelmaatlat voor soortenrijkdom een forse verhoging laat zien. Deze maatregelen zijn behoorlijk effectief en kunnen ook bij het deels uitvoeren al leiden tot het halen van de GET van natuurlijke wateren of het sterk verbeteren van de toestand voor macrofyten.

Maatregelen die gericht zijn op het verminderen van de onderhoudsfrequentie tot hoogstens een keer per jaar en de intensiteit van onderhoud te verlagen (minder biomassa, gefaseerd maaien, biologisch onderhoud) leiden tot een herstel van de verhoudingen in de abundantie van de verschillende groeivormen op de trajecten waar dat wordt toegepast. Voor de score op de deelmaatlaten voor abundantie is het effect afhankelijk van de mate waarin deze maatregelen integraal worden toegepast omdat de bedekkingspercentages voor het waterlichaam als gemiddelde moeten worden beschouwd.

Het aanbrengen van een beekbegeleidende beplanting is een effectieve maatregel gebleken die meerdere van bovenstaande doelen bewerkstelligd, het profiel wordt op den duur natuurlijker en de onderhoudsfrequentie kan omlaag als voldoende met technische neveneffecten rekening is gehouden. Bovendien wordt hiermee meteen aan de criteria voor de abundantie van oeverbegroeiing voldaan.

Maatregelen om de effecten van de stuwen tegen te gaan hebben geen positieve invloed op de macrofyten omdat het geen maatregelen betreft die de peilbeheersing zelf compenseren of mitigeren.

### 3.3.3 MACROFAUNA

Maatregelen die de waterbeheerder kan nemen om het GEP te halen wanneer kanalisatie de voornaamste ingreep is, zijn vooral gericht op het terugbrengen van zoveel mogelijk stromingsdiversiteit. Hierbij kan gedacht worden aan het verondiepen van de watergang of het laten liggen of aanbrengen van stammen en takken in het water. Eventueel kan de stromingsdynamiek binnen het bestaande profiel worden vergroot door aanbrengen stoorobjecten (drempels, driehoekskribben, stenen, vegetatie, en dergelijke). Onderhoud van de watergang, de oever en aanliggende opgaande begroeiing dient zo min mogelijk plaats te vinden. Hierbij moet vooral het grensvlak water-oever worden gespaard, omdat de natuurlijke variatie hierin voor macrofauna van groot belang is. Dat geldt vooral ook voor opslag van bomen in de directe oeverzone. Eventuele onderhoudswerkzaamheden dienen bij voorkeur kleinschalig en gefaseerd te worden uitgevoerd. Verder kan in het oeverprofiel meer variatie worden aangebracht (steile en overhangende oevers afgewisseld met flauwe oevers).

Naast maatregelen in de beek zelf is het herstellen van het stromingsregime door middel van het nemen van maatregelen in het stroomgebied belangrijk. Hierbij wordt zoveel mogelijk water in de 'haarvaten' vastgehouden (accoladeprofielen, bergingsgebieden) om vervolgens langzaam af te voeren richting beek (denk aan maatregelen in het kader van WB21). De dimensies van de beek kunnen aan deze nieuwe situatie worden aangepast waarbij het profiel wordt verkleind omdat de beek minder grote afvoerpieken te verwerken krijgt. Op deze manier wordt een natuurlijker stromingsregime verkregen. Daarnaast kan het onderhoud fors worden geëxtensieerd omdat de afvoerpieken bovenstrooms worden opgevangen. Voor beekherstelmaatregelen wordt verder verwezen naar de volgende literatuur:

- Beken stromen; Leidraad voor ecologisch beek herstel (Verdonschot, 1995);
- Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 2, beken (Verdonschot, 2000);
- Waternatuur in de regionale blauwe ruimte (Verdonschot et al. 1997).

### 3.3.4 VISSEN

Hermeandering is de belangrijkste maatregel om de effecten van kanalisatie ongedaan te maken. Dit is echter eerder een herstelmaatregel dan een mitigerende maatregel. Bovendien is het afvoerpatroon van de gekanaliseerde en verstuwde wateren vaak ook sterk veranderd, waardoor hermeandering niet tot het gewenste resultaat leidt.

Maatregelen om de effecten van kanalisatie te verzachten zijn het aanbrengen van driehoekskribben, stroomkuilen en een zomer- en winterprofiel. Deze maatregelen kunnen resulteren in meer variatie in stroomsnelheid in de ruimte en toename van habitatdiversiteit. De mate waarin de mitigerende maatregelen de effecten van kanalisatie verzachten, is sterk afhankelijk van de totale invloed van de hydromorfologische ingrepen. In sterk verstuwde wateren wordt de afvoer bijvoorbeeld voornamelijk door de verstuwings bepaald. In dergelijke wateren leiden de voorgestelde mitigerende maatregelen niet tot de gewenste toename in habitatdiversiteit en variatie in de stroomsnelheid.

Zoals hierboven al aangegeven heeft verstuwings verschillende effecten. Enerzijds zal door verstuwings de variatie in de stroomsnelheid afnemen en anderzijds ontstaan er migratiebarrières voor vis. Stuwings hebben juist tot doel de afvoer te reguleren en er zijn dan ook geen mitigerende maatregelen die het effect op de stroomsnelheid kunnen verzachten. Om de stuw als migratiebarrière op te heffen kunnen vispassages worden aangelegd. Hiermee wordt het voor vissen mogelijk gemaakt om naar bovenstroomse stuwings te migreren. Dit kan leiden tot een verschuiving in de soortensamenstelling, maar op de abundanties wordt een minder duidelijk effect verwacht. Hiermee is in de default MEP/GEP al rekening gehouden.

Aanvullende maatregelen die verder kunnen worden uitgevoerd zijn:

- aanleg van een omleiding in verstuwde delen (bijvoorbeeld oude nevengeulen of strangen), zodat de afvoer verspreid wordt waarmee de invloed van piekafvoeren wordt vermindert;
  - aanleg van natuurvriendelijke oevers en plasbermen;
  - aanleg paaigebieden in de vorm van retentiebekens of inundatiegebieden;
  - beplanting op en in de oever met het oog op schuilplaatsen voor vis en beschaduwings van het water.
- Het is duidelijk dat de genoemde maatregelen kunnen bijdragen aan een diverse visstand met een toename van soorten en evenredige verdeling tussen de verschillende ecologische groepen. Vooralsnog zijn kwantitatieve relaties tussen dergelijke maatregelen en de visstand niet bekend. Daarom kunnen de genoemde maatregelen niet gekwantificeerd worden.

## 4 MEREN MET ZOET WATER

In dit document worden beschrijvingen en afgeleide maatlatten gegeven voor de beoordeling van enkele van de meest voorkomende hydromorfologische ingrepen in waterlichamen van de volgende typen:

- Ondiepe gebufferde plassen (M14)
- Matig grote diepe gebufferde meren (M20)
- Matig grote ondiepe laagveenplassen (M27)

Deze typen wateren bevinden zich in de regio's laagveengebied, zeekleigebied, duinen en afgesloten zeearmen. De typen onderscheiden zich van elkaar door de diepte (kans op spronglaag) en het percentage organisch materiaal van de bodem (meer of minder dan 50% organisch materiaal, veen) (Van der Molen, 2004b, Siebelink, 2005). Voor veel meren is het onderscheid tussen M14 of M27 moeilijk te maken. De plas ligt in een laagveengebied, maar de meerbodem is toch vaak kleiig of zandig in plaats van overwegend veenig. De typen M14 en M27 zijn daarom gezamenlijk behandeld bij de uitwerking van de maatlatten. Van oorsprong hebben de betreffende wateren een sterke waterpeilfluctuatie door het jaar heen (laag in de zomer en hoog in de winter). Dit zorgde vooral in de ondiepe delen voor een brede oever-/verlandingszone met een rijke begroeiing die in dichtheid afneemt met de diepte. Zowel de macrofauna als de visgemeenschap is sterk afhankelijk van deze zone en zijn bij een flinke zone (erg) rijk aan soorten waarbij alle groepen goed zijn vertegenwoordigd.

De hydromorfologische ingrepen die worden beschreven zijn voor deze watertypen: peilbeheer in meer of mindere mate en oeververdediging (beschoeiing, betuining, verharding). De effecten van de ingrepen en de daarbij behorende MEP's, GEP's en maatlatten worden deels gecombineerd beschreven zoals ze zich in de praktijk het meest voordoen of in de nabije toekomst zullen kunnen voordoen:

- Tegennatuurlijk peilbeheer met natuurlijke oever
- Tegennatuurlijk peilbeheer en oeververdediging over de helft van oeverlengte
- Gedempt peilbeheer met natuurlijke oever, al dan niet met oeververdediging

Met tegennatuurlijk peilbeheer wordt een beheer bedoeld waarbij het zomerpeil hoger ligt dan het winterpeil of het peil zomer en winter gelijk is; onder natuurlijke omstandigheden ligt het zomerpeil lager dan het winterpeil. Met een gedempt peilbeheer wordt een beheer bedoeld waarbij het zomer en winterpeil wel in verhouding natuurlijk zijn (hoger winterpeil dan zomerpeil), maar waarbij de fluctuaties sterk zijn gereguleerd. Gedempt peilbeheer in de beschreven vorm komt (nog) niet veel voor en kan worden beschouwd als een ambitieuze vorm voor een MEP.

Met oeververdediging wordt elke ingreep bedoeld waarbij harde materialen zijn toegepast rond de waterlijn teneinde erosie tegen te gaan. Deze ingreep heeft ook het effect dat er een veel grotere verval is in het profiel rond de waterlijn.



*Een meer met een tegennatuurlijk peil en gedeeltelijk verharde oevers (Bergse plassen, foto: N. Jaarsma)*

## 4.1 TEGENNATUURLIJK PEILBEHEER

### 4.1.1 HYDROMORFOLOGIE EN FYSISCHE-CHEMIE

De hydromorfologische ingreep die hier wordt bedoeld heeft de volgende kenmerken:

- het zomerpeil ligt hoger dan het winterpeil of tenminste gelijk
- het peilverschil tussen zomer en winterpeil is maximaal 20 cm
- het zomerpeil geldt van 1 mei tot 30 september

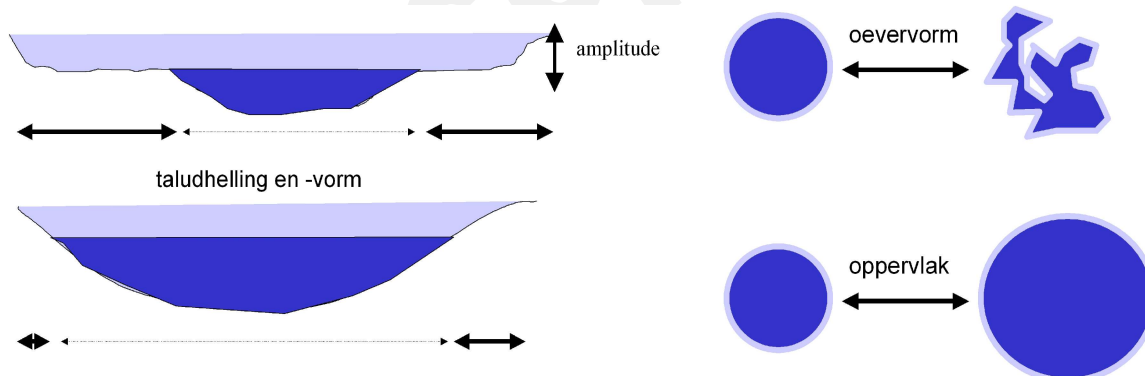
Een vast peil wordt hier als een bijzondere vorm beschreven; veel van de data hebben betrekking op situaties met vast peil of nauwelijks hoger in de zomer; in feite maakt dit verschil niet zo veel uit bij de meeste biologische kwaliteitselementen.

In de referentiebeschrijving voor de ondiepe meren en plassen van het type M14 en M27 staat: “... *alle plassen vertonen een natuurlijke seizoenmatige waterpeilfluctuatie waarvan de amplitude varieert en afhangt van vele factoren, zoals de variatie in hoogteligging in het gebied, de verhouding tussen het oppervlak van het water en het afwaterend oppervlak van het stroomgebied etc. Een amplitude van 0,5 tot 1 meter is reëel. Als gevolg van de waterstandsdynamiek kunnen de plassen omgeven zijn met uitgestrekte vloedvlaktes, welke vele malen groter kunnen zijn dan het oppervlak van de plassen...*”

Voor de diepe meren van M20 wordt niets gezegd over natuurlijke waterstandsfluctuaties, van dit type zijn ook nauwelijks natuurlijke vormen bekend.

Het effect van de ingreep geldt vooral voor het voorheen afwisselend geïnundeerde en droogvallende deel van de oever. Daarom zal in een meer met oorspronkelijk slechts een geringe peilfluctuatie en/of steile oevers het effect van peilregulatie veel kleiner zijn dan in een meer met uitgestrekte vloedvlaktes. Dit oppervlakte-aandeel is afhankelijk van (afbeelding 4.1):

- amplitude van de peilfluctuatie,
- oppervlakte meer,
- taludhelling en -vorm,
- oevervorm.



Afbeelding 4.1 Factoren die het aandeel oeverzone in een meer of plas beïnvloeden

Al deze factoren hangen natuurlijk in sterke mate samen met de ligging in het landschap. Zo is de amplitude van de peilfluctuatie onder andere afhankelijk van de mate van isolatie, de grootte van het achterland en de (hoogte)ligging van het omliggende gebied. Voor een plas op de hogere zandgronden is dit anders dan voor een laagveenplas of een rivierbegeleidend water. De meeste (natuurlijke of sterk veranderde) plassen liggen echter in laag Nederland en maakten in het verleden deel uit van grote hydrologische (rivier)systemen met een grote peildynamiek en een groot areaal overstromingsvlaktes.

Bij een tegennatuurlijk peilbeheer zijn dus de volgende veranderingen aan de orde:

- de inundatiezone ontbreekt (vrijwel) geheel
- er vallen 's zomers geen delen van de oever meer droog
- de waterdiepte is 's zomers groter en 's winters kleiner
- in veel gevallen is aanvoer van water van elders nodig om het hoge zomerpeil in stand te houden

In veel meren (b.v. in de Friese meren) is sprake van een vast peil. Veel van de veranderingen ten opzichte van de referentiesituatie die hierboven zijn beschreven voor tegennatuurlijk peilbeheer gelden ook voor meren met een vast peil. Er is geen inundatiezone, er zijn geen 's zomers droogvallende delen en ook bij deze meren is in de zomer aanvoer van water van elders nodig om het peil te kunnen handhaven. Enige verschil met tegennatuurlijk peil is, dat de waterdiepte 's zomers niet hoger is. Als dit tot een ander effect leidt, wordt dit benoemd.

#### **Gebiedsvreemd water**

Een vast of tegennatuurlijk peilbeheer kan in meren die worden gevoed door rivieren worden bereikt door het vasthouden van dat water. Door het vasthouden van water uit het eigen stroomgebied verandert er fysisch-chemisch niet erg veel. In veel gevallen, zoals in de Friese boezem of het Hollands-Utrechtse veenweidegebied kan alleen een vast peil worden gehandhaafd door het aanvoeren van water van elders. De ionensamenstelling van dit water is in vele opzichten anders dan het water uit het eigen voedingsgebied. De hoeveelheid nutriënten die wordt aangevoerd met dit water is niet altijd groter, maar de effecten van een sterk verhoogd sulfaatgehalte of chloorgehalte van Rijnwater kan tot gevolg hebben dat in het groeiseizoen de beschikbaarheid van nutriënten uit de bodem wordt vergroot. De reeds aanwezige, maar normaal immobiele nutriënten komen de algen- en plantengroei ten goede. Dit verschijnsel wordt interne eutrofiering genoemd en kan als effect worden beschouwd van de hydromorfologische ingreep. In de uitwerking van de default is echter geen rekening gehouden met de effecten van gebiedsvreemd water omdat het beleid (WB21) andere keuzes voorstaat met betrekking tot vasthouden en aanvoeren van water. Waar dat niet mogelijk blijkt moet het effect alsnog worden opgenomen in de effectbeschrijving. Dit zal met name bij een tegennatuurlijk peil vaak nodig zijn.

#### **Het wegvallen van fosfaatretentie in vloedvlakten**

In de referentiebeschrijving van veel meren wordt gesproken van uitgestrekte vloedvlakten. De Friese meren kenden bij een natuurlijk peil ook een zeer grote variatie in het areaal. De meeste vloedvlakten zijn inmiddels in cultuur gebracht. Het is aannemelijk dat in deze vloedvlakten een flink deel van de fosfaatbelasting werd opgeslagen. In de sterk veranderde situatie zijn deze gebieden meestal (vooral snog onomkeerbaar) verdwenen. De beschikbaarheid van nutriënten in de waterkolom wordt door effecten van de hydromorfologische ingreep (verlies van retentie, maar ook aanvoer gebiedsvreemd water) verhoogd, ook zonder dat de belasting met nutriënten van het systeem wordt verhoogd. Deze verhoging heeft gevolgen voor het fytoplankton, een keteneffect voor fyto benthos, submerse waterplanten, en een verder keteneffect voor macrofauna en vissen.

Het blijkt echter dat de GET voor chlorofyl (en de via chlorofyl en lichtklimaat afhankelijke waterplanten) ook zonder die vloedvlakten haalbaar is. De belasting met nutriënten blijkt onder momenteel gangbare omstandigheden voldoende onder controle en mitigerende maatregelen zoals het wegvangen van vis, met name van Brasem blijken succesvol voor het bereiken van de GET. Het areaal oeverplanten vermindert ten opzichte van de GET (en daarmee de kansen voor vis en macrofauna), maar niet als gevolg van de nutriënten. Daarmee verdwijnt de basis om een hogere concentratie nutriënten en vervolgens meer algen en minder waterplanten op te nemen in het MEP.

Dit spoort toch niet helemaal met de verwachting. In hoeverre dit resulteert in situaties waarbij de biologische kwaliteit wel gehaald wordt, maar de concentraties aan nutriënten niet voldoen, wordt pas duidelijk als de normen voor nutriënten ingevuld worden. Daarom wordt dit voorgelegd aan de groep die zich bezig gaat houden met de nutriëntenormen.

### **4.1.2 FYTOPLANKTON**

#### **4.1.2.1 Effecten van de ingreep**

Peilbeheer heeft hoofdzakelijk een indirect effect op fytoplankton. Dit wordt vooral bepaald door de relatie tussen peilbeheer en waterplanten en slechts in mindere mate door het verband tussen peilbeheer en het oppervlak aan oevervegetatie. Wanneer in ondiepe meren (M14 en M27) de bedekking van ondergedoken waterplanten 30% (= GET) of meer haalbaar is, zoals in de volgende paragraaf wordt aangetoond, dan is ook voor fytoplankton de Goede Ecologische Toestand van het overeenkomstige natuurlijke type haalbaar. Voor diepe meren (M20) wordt verondersteld dat dit ook het geval is. Een uitvoerige beschouwing hierover is te vinden in bijlage 2.

In de Goede Ecologische Toestand van de natuurlijke typen M14, M20 en M27 kunnen kortstondige bloeien voorkomen, die als matig tot goed worden beoordeeld. In het vroege voorjaar zijn dit bloeien van

bepaalde soorten kiezelalgen (*Asterionella formosa*, *Cyclotella radiosa*) of goudalgen (*Dinobryon* spp., *Synura* spp.), in de zomer bloeien van bepaalde soorten blauwalgen (*Anabaena* ssp., *Aphanizomenon flos-aquae*, *Gloeotrichia* spp.).

Verschuivingen naar bloeien die als ontoereikend tot matig worden beoordeeld, kunnen worden verwacht in ondiepe meren van de typen M14 en M27, gekenmerkt zijn door een verlaagd achtergronddoorzicht als gevolg van opgewerveld slib. In het voorjaar kunnen bloeien van kleine chlorococcale groenalgen en kleine flagellaten optreden (o.a. *Dichotomococcus curvatus*, *Pseudodictyosphaerium* spp., *Plagioselmis* spp.), in de zomer bloeien van grotere kiezelalgen (o.a. *Aulacoseira granulata*) en, bij een verminderde graasdruk, kleine chroococcale blauwalgen. In deze categorie slibrijke meren zonder waterplanten zal de score op de negatieve maatlat vermoedelijk niet hoger kunnen worden dan "matig". In meren waar slib geen grote bijdrage aan het achtergronddoorzicht levert zal de Goede Ecologische Toestand voor deze deelmaatlat wel bereikt kunnen worden.

#### 4.1.2.2 Data-analyse

De effecten van peilbeheer op het achtergrond-doorzicht, de Chla:P-verhouding en de soortensamenstelling zijn gebaseerd op studies naar de effecten van peilbeheer (Coops et al. 2002), reconstructies van het historische functioneren van meren op grond van vroegere waarnemingen en heranalyse van oude monsters (Bijkerk, R *et al.* 2004, Bijkerk & Berg 2005), een analyse van Chla:P-verhoudingen van diverse meren met gebruikmaking van de dataset uit de Vijfde Eutrofiëringsenquête, de dataset achter het rapport van Witteveen+Bos (2004), autoecologische gegevens van fytoplankton-soorten en expertoordeel. Deze resultaten worden besproken in bijlage 2.

De waarde van de sieraalgengemeenschap lijkt te worden gestuurd door de trofiegraad (gehalte  $P_{\text{totaal}}$ ) en de bedekkingsgraad van ondergedoken vegetatie (Bijkerk, R *et al.* 2004). Een recente inventarisatie aan een selectie van Nederlandse meren leverde geen zeer kieskeurige sieraalgsoorten op, hoogstens kieskeurige. In enkele van deze meren kwamen zeer kieskeurige soorten nog wel voor in het begin van de vorige eeuw, of in monsters uit de periode 1958-1962. De aanwezigheid van ondergedoken vegetatie blijkt echter niet voldoende. Mogelijk spelen ook bijzondere hydrologische omstandigheden een rol. De voorlopige conclusie is dat zeer kieskeurige sieraalgsoorten niet zijn te verwachten in meren met een onnatuurlijk peilbeheer en daardoor ook de Zeer Goede Ecologische Toestand voor deze deelmaatlat niet haalbaar is. Een belangrijke oorzaak is vermoedelijk de inlaat van gebiedsvreemd water met een hoger chloridegehalte. In dit geval dient de maatlat voor sieraalgen ten aanzien van het peilbeheer ongewijzigd te blijven, aangezien een verhoogd chloridegehalte door antropogene beïnvloeding op termijn uitgebannen dient te worden. Indien de afwezigheid van zeer kieskeurige sieraalgsoorten het gevolg is van hydromorfologische ingrepen met gevolgen voor de hydrologie, is aanpassing wel mogelijk. Kieskeurige soorten kunnen echter wel worden verwacht (Bijkerk, R *et al.* 2004). Dit betekent dat de Goede Ecologische Toestand voor deze deelmaatlat in het geval van een onnatuurlijk peilbeheer wel haalbaar is.

#### 4.1.2.3 Afgeleide maatlatten

##### Chlorofyl-a

Ondanks het bestaan van mogelijke indirecte effecten van peilbeheer op het fytoplankton, is op grond van de geringe grootte van deze effecten geen aanpassing nodig van de chlorofyl-a-maatlat voor de natuurlijke typen.

In uitzonderingsgevallen moet de chlorofylmaatlat worden aangepast, namelijk waar het aannemelijk is dat het door hydromorfologische ingrepen niet mogelijk is om de doelstelling voor ondergedoken waterplanten te halen. Voor deze gevallen kan de nieuwe grens voor de chlorofylmaatlat worden berekend uit de nieuwe klassengrenzen voor ondergedoken macrofyten voor het betreffende sterk veranderde water omdat er een goede relatie is tussen de bedekking van ondergedoken waterplanten en chlorofyl-a. Een nadere uitwerking hiervan wordt gegeven in bijlage 2

##### Soortensamenstelling

De bestaande deelmaatlatten voor bloeien en voor sieraalgen kunnen worden overgenomen voor de natuurlijke typen .

### 4.1.3 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS

#### 4.1.3.1 Effecten van de ingreep

##### Bedekking waterplanten

Het begroeibare areaal voor submerse waterplanten onder invloed van een tegennatuurlijk peilbeheer kan verschuiven, maar dit heeft voor de abundantie van submerse waterplanten binnen dit begroeibare oppervlak geen consequenties.

De effecten van peilbeheer kunnen indirect, via het systeemkenmerk diepte, van invloed zijn op de relatie tussen chlorofyl-a en nutriënten. De factor doorzicht wordt echter vooral gestuurd door achtergrondstroebelings- en mate van algengroei, die vooral een relatie vertonen met nutriëntenbeschikbaarheid. Het effect van peilbeheer wordt gedekt door het meest gelijkende type, omdat diepte is opgenomen als karakteriserende factor voor de watertypen.

Kwantificering van de nutriëntenretentie onder een gegeven peildynamiek is niet mogelijk met de huidige wetenschappelijke kennis. Modelberekeningen hebben aangetoond dat er sprake moet zijn van een relatief grote oeverzone (oeverzone : wateroppervlak = 1 : 1) om een berekenbaar effect te geven. In de praktijk zal dat betekenen dat alleen in kleine systemen van de referentie voor eutrofiëringsgevoelige maatlaten kan worden afgeweken. Omdat vooralsnog wateren kleiner dan 50 ha niet worden opgenomen bij rapportages, kan worden aangenomen, dat het MEP voor dit aspect vergelijkbaar is met de referentiewaarde van het meest gelijkende natuurlijke type.

##### Soortensamenstelling waterplanten

Een tegennatuurlijk peilbeheer en hoger zomerpeil als factoren op zich zullen geen invloed hebben op de soortensamenstelling aan ondergedoken waterplanten. Eerder zal de relatie belasting met nutriënten (vooral fosfor) -> concentratie aan nutriënten -> chlorofyl-a -> doorzicht bepalend zijn voor de effecten op de samenstelling aan ondergedoken waterplanten. Bij gering doorzicht zullen kritische soorten zoals verschillende Kranswier-soorten (*Chara spec.*) het eerst verdwijnen. Ingeschat wordt, dat het effect echter niet zo groot zal zijn, dat het GET voor het meest gelijkende natuurlijke type niet gehaald kan worden. Praktijkvoorbeelden van herstelprojecten waar eutrofiëring is teruggedrongen laten zien dat het doorzicht fors kan toenemen bij een blijvend onnatuurlijk waterpeilverloop.

##### Oeverplanten

De deelmaatlat oeverplanten heeft voor dit type meren uitsluitend betrekking op de bedekking van moerasplanten in de oeverzone. Het peilbeheer in meren heeft een duidelijk effect op het areaal en de bedekking van de oevervegetatie. Door fluctuaties in waterstanden vallen periodiek delen van oevers droog, wat de kieming en ontwikkeling van oeverplanten stimuleert. Bij natuurlijke peilfluctuaties ontstaan zo brede helofytenzones en vloedmoerassen rondom meren. De oevervegetatie is – naast z'n waarde als leefgebied voor moerasplanten en moerasfauna en als oeverbescherming – een belangrijke factor voor deze watertypen door de 'zuiverende' werking van de oeverzone en door de functie als paai- en opgroeigebied voor vis. De bedekking aan oeverplanten – dat wil zeggen in elk geval in winter + voorjaar in het water staande vegetaties van Riet (*Phragmites australis*) en andere moerasplanten – is daarmee direct (zuivering) en indirect (via de samenstelling van de vis-populatie) van invloed op de kwaliteit van het watersysteem.

Voor de referentiebeschrijving voor de zoete meren (M14, M20, M27) is uitgegaan van een seizoenmatige waterpeilfluctuatie. De peilfluctuaties zijn daarbij afhankelijk van diverse factoren, maar zullen vaak in de orde van 0,5-1 m liggen. Het areaal aan oevervegetaties dat door de peilfluctuaties rond een meer ontstaat kan, afhankelijk van de hydromorfologische kenmerken en de lokale waterstandsdynamiek, sterk in oppervlakte variëren en kan tot ruim meer dan het meeroppervlak zelf bedragen.

Bij een min of meer constant peil zijn de peilfluctuaties klein, waardoor een inundatiezone vrijwel ontbreekt en de leefruimte voor oeverplanten sterk beperkt is. Een tegennatuurlijk peil heeft nog grotere gevolgen voor de oevervegetatie. Verschillende soorten, zoals Riet, zijn voor kieming afhankelijk van droogvallende delen (o.a. Clevering, 1999; Coops, 1996). In situaties waarin het waterpeil constant wordt gehouden of 's zomers hoger is, treedt geen generatieve vermeerdering op van riet (Clevering, 1999; Vermaat, 2002). Voor de oeverzone is succesvolle vestiging dan beperkt tot soorten die onder water kunnen kiemen, zoals Kleine lisdodde en Mattenbies.

Ook vegetatieve uitbreiding vindt vooral plaats op drooggevallen oevers of in ondiep water (Clevering, 1999; van Duinen et al., 2004). Vestiging en uitbreiding van oeverplanten worden dan ook sterk beperkt bij een vast of tegennatuurlijk peilbeheer. Daarnaast kunnen zowel het hoge peil in het groeiseizoen als het



lage winterpeil een negatieve invloed hebben op de vitaliteit van Riet (Clevering, 1999; Graveland & Coops, 1997). Lage winterwaterstanden kunnen ook leiden tot een sterkere vraat van wortelstokken door watervogels, wat een grote invloed kan hebben op het areaal aan oevervegetatie (Belgers & Arts, 2003). De beperkte peildynamiek kan, vooral in eutrofe meren, leiden tot ophoping van strooisel in de rietkraag en daarmee de groei van Riet doen afnemen (Clevering, 1999; Graveland & Hosper, 1997).

Een ander gevolg van de beperkte peildynamiek is, dat de golfwerking zich concentreert op een smalle zone, wat leidt tot aantasting en tot oeverafslag (Coops, 1996; van Duinen et al., 2004). Een smallere oeverzone en een grotere waterdiepte dragen bovendien bij aan het grotere erosieve effect van de golven op de oever. Veel wateren zijn bij een hoger zomerpeil beter bevaarbaar, waardoor de invloed van golfslag op de oevervegetatie ook groter wordt (van Duinen et al., 2004).

#### *Begroeibaar areaal*

Een tegennatuurlijk (of vast) peilbeheer heeft een sterk negatieve invloed op de omvang van het potentiële areaal aan oevervegetatie. Voor dit begroeibaar areaal geldt:

- Er wordt geen onderscheid gemaakt tussen verschillende soorten die kunnen domineren; naast Riet kunnen lisdodden en biezen dominant optreden.
- Verondersteld wordt, dat het begroeibaar areaal zone in de referentie voor 100% begroeid kan zijn met oeverplanten, maar dat door diverse oorzaken de begroeiing op bepaalde plaatsen kan ontbreken. Voor een referentie-meer is daarom de ondergrens voor de situatie 'zeer goed' op 80% bedekking van het begroeibaar areaal gesteld en de grens tussen 'goed' en 'zeer goed' op 60%.

Het begroeibaar areaal van de referentiesituatie wordt als volgt vastgesteld:

$$O = A_{\text{hoog,ref}} - A_{\text{laag,ref}} + A_{\text{rand}}$$

waarin:

O = begroeibaar areaal

A<sub>hoog,ref</sub> = hoogwatergrens in referentiesituatie

A<sub>laag,ref</sub> = laagwatergrens in referentiesituatie

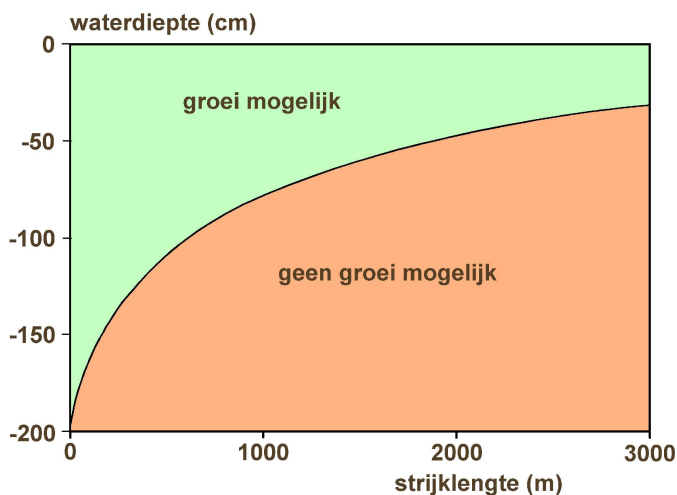
A<sub>rand</sub> = zone waarin vegetatieve uitbreiding plaatsvindt

Bij een vast of tegennatuurlijk peilbeheer nadert het verschil tussen hoog- en laagwaterpeil tot nul en wordt het begroeibaar areaal zone alleen gevormd door de zone waarin vegetatieve uitgroei mogelijk is (= A<sub>rand</sub>). De breedte van deze randzone wordt bepaald door de maximale waterdiepte waarin oeverplanten kunnen groeien en de maximale afstand die ze vanaf de oever het water in kunnen groeien.

De maximale waterdiepte waarin oeverplanten kunnen groeien verschilt per soort en wordt mede bepaald door golfwerking en ophoping van organische stof (o.a. Coops, 1996; Vermaat, 2002). Beperkende factor is vooral de mate waarin de zich uitbreidende wortelstokken nog van zuurstof kunnen worden voorzien: hoe dieper het water, hoe moeilijker dit wordt. Naarmate het sediment minder organisch en minder gereduceerd is, kunnen de soorten in dieper water voorkomen. Gemiddeld genomen komt een oevervegetatie voor tot een waterdiepte van maximaal 0,5-1 m (Belgers & Arts, 2003; Coops, 1996). Coops (in prep.) noemt voor het benedenrivierengebied en de randmeren een waterwaartse uitbreiding onder de laagwaterlijn van globaal 10 m. Uitgaande van een maximale waterdiepte van 1 m en een maximale uitbreiding van 10 m kan voor elk meer, aan de hand van het oeverprofiel, de omvang van het begroeibaar areaal worden berekend. Bij een talud van 1:10 of meer zal het begroeibaar areaal ca. 10 m breed zijn en bij een talud van 1:5 ca. 5 m.

#### *Invloed van golfwerking*

Sterke golfwerking kan negatief werken op een oevervegetatie. Zo zullen langs op de wind geëxponeerde oevers de voor golfwerking gevoelige soorten Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en Mattenbies (*Schoenoplectus lacustris*) veel minder voorkomen dan het veel tolerantere Riet (vgl. Coops, 1996). De situatie in bijvoorbeeld de Friese meren laat dat ook duidelijk zien. De invloed van golven op oeverplanten is groter naarmate de planten in dieper water groeien, omdat in ondiep water golfdemping plaatsvindt onder invloed van de wrijvingsweerstand van de bodem (Coops, 1999). Een niet-vitaal rietbestand, waar de beworteling en dus verankering van de plant niet optimaal is, zal een extra stressfactor, zoals golfbelasting, hoogstwaarschijnlijk niet overleven (Coops, 1999). Coops & Geilen (1996) geven een goede illustratie van de invloed van waterdiepte en golfwerking (uitgedrukt in strijklengte) op de mogelijkheden voor groei van oeverplanten.



Afbeelding 4.2 Het verband tussen de strijklengte en de maximale waterdiepte waarop oeverplanten voorkomen (uit Coops & Geilen 1996).

In afbeelding 4.2 is te zien, dat tot een strijklengte van ongeveer 500 m een waterdiepte begroeibaar is door oeverplanten van een meter of meer. Wij gaan hier voor die zone uit van een maximaal begroeibare waterdiepte van 1 meter. Vanaf een strijklengte van ongeveer 500 m loopt de begroeibare waterdiepte terug naar minder dan 0,5 meter bij een strijklengte vanaf ongeveer 2 kilometer. De 'strijklengte' is hier uitgedrukt als de gemiddelde gewogen effectieve strijklengte, een maat die niet geheel overeenkomt met absolute afstand omdat rekening wordt gehouden met overheersende windrichtingen.

#### *Bedekking binnen het begroeibaar areaal*

In vitale oeverbegroeiingen, zoals die in de referentiesituatie voorkomen, is sprake van hoge bedekkingen, oplopend tot 100%. Het is te verwachten, dat de bedekking in Arand lager is dan in vitale begroeiingen, vooral in het deel van het begroeibaar areaal tegen het open water aan. In de praktijk is dat op veel plaatsen het geval, hoewel er ook veel situaties zijn waarin Riet in een dichte bedekking tot aan het open water voorkomt. Gegevens om dit te kwantificeren zijn niet voorhanden. Er wordt hier van uitgegaan, dat sprake is van een lineaire afname van de bedekking vanaf de oever (100%) tot aan het open water (0%) en dat sprake is van een relatief goede toestand (GEP) vanaf een gemiddelde bedekking in het begroeibaar areaal van 50%. Dat betekent dat voor het behalen van de goede toestand tenminste de helft van het begroeibaar areaal bedekt is met moerasplanten. Dat kan in de vorm van een hoge bedekking aan de landkant en van een lagere bedekking aan de waterkant, maar ook in de vorm van dichte vegetaties afgewisseld met ijle of plaatselijk ontbrekende vegetaties.

#### **Fytobenthos**

In zoete meren zijn de belangrijkste milieufactoren voor het fyto-benthos de zuurgraad, mate van voedselrijkdom, de zuurstofhuishouding, de mate van droogvallen in de zomer en de expositie aan golfslag. Voor het fyto-benthos is gekozen om zoveel mogelijk de op rietstengels voorkomende soorten te bemonsteren in de periode april-juni, die op het tijdstip van bemonstering enkele decimeters onder de waterlijn voorkomen en in de weken daarvoor ook al onder water hebben gestaan. Na opzetten van het peil in het vroege voorjaar (medio maart) zullen de van nature aanwezige, dan wel uitgezette rietstengels al binnen enkele weken zijn gekoloniseerd door de algen. Door de bemonsteringsmethode zal de aanwezige verticale zonering dus worden gemist. Effecten op de samenstelling van het fyto-benthos zijn niet te verwachten.

#### **4.1.3.2 Data-analyse**

##### **Waterplanten**

Tabel 4.1 geeft de EKR-waarden van een aantal meren berekend op de maatlaten voor de natuurlijke meren. Deze meren scores, ondanks het constante of tegennatuurlijke peil, in veel gevallen 'goed' op de deelmaatlat bedekking submerse vegetatie, hoewel goede gegevens niet voor alle meren voorhanden zijn. Botshol wordt gekenmerkt door een wisselende score op de maatlat, hetgeen niet wordt veroorzaakt door de hydromorfologische ingreep, maar door wisselingen in chlorophyl-gehalte en daarmee samenhangend doorzicht, waarschijnlijk als gevolg van afspoeling van nutriënten naar het meer die varieert met de

hoeveelheid neerslag (zie tweede case in bijlage 5 en Rip, mond. med.). In het Duinigermeer is in 1993 Actief Biologisch Beheer uitgevoerd (wegvangen van witvis). Daarna is er in sommige jaren sprake van terugval naar een troebele toestand. Dit uit zich in een wisselende bedekking aan waterplanten, die hoog is in 'goede' jaren en beduidend lager in jaren met troebeler water (mond. med. M. Klinge).

Ook op de deelmaatlat soortensamenstelling waterplanten scoren de meeste meren goed. Dat geldt niet (of niet in alle jaren) voor het kleinere Duinigermeer (ontoereikend in troebele jaren en matig in heldere jaren) en de Boarnburgumer Petten (matig – goed). Deze meren zijn kleiner dan 50 ha en behoren tot het watertype M11. Waarschijnlijk speelt de relatief geringe oppervlakte van deze meren hierbij een rol.

Tabel 4.1 Toetsing van gegevens van meren aan de maatlatten voor de natuurlijke meren (M11, M14, M27 en M30). ? = onbekend. De groene kleur geeft aan, dat de goede ecologische toestand (EKR  $\geq$  0,6) wordt gehaald.

Meer	watertype	EKR bedekking submers	EKR soorten waterplanten	Meetjaren	Peil (zomer - winter)
Veluwemeer *)	M14	0,77	0,8	1996-2001	-0,05 / -0,30
Botshol *)	M30	'goede' jaren: score (zeer) goed 'slechte' jaren: score slecht	toetsen aan M30	1985-2003	-2,59 / -2,46
Ankeveen	M27	-	0,61	1997	-1,26 / onbekend
Naardermeer	M27	-	0,64	1997	-0,90 / - 1,10
Boarnburgummer Petten	M11	0,93-1,00	0,45-0,65	1990-2002	peil nagenoeg constant, fluctuaties < 10 cm
Duinigermeer	M11	-	0,30-0,58	1993-2001	-0,73 / -0,83

\*) In bijlage 5 worden de analyses van Veluwemeer en Botshol nader uitgewerkt.

### Oeverplanten

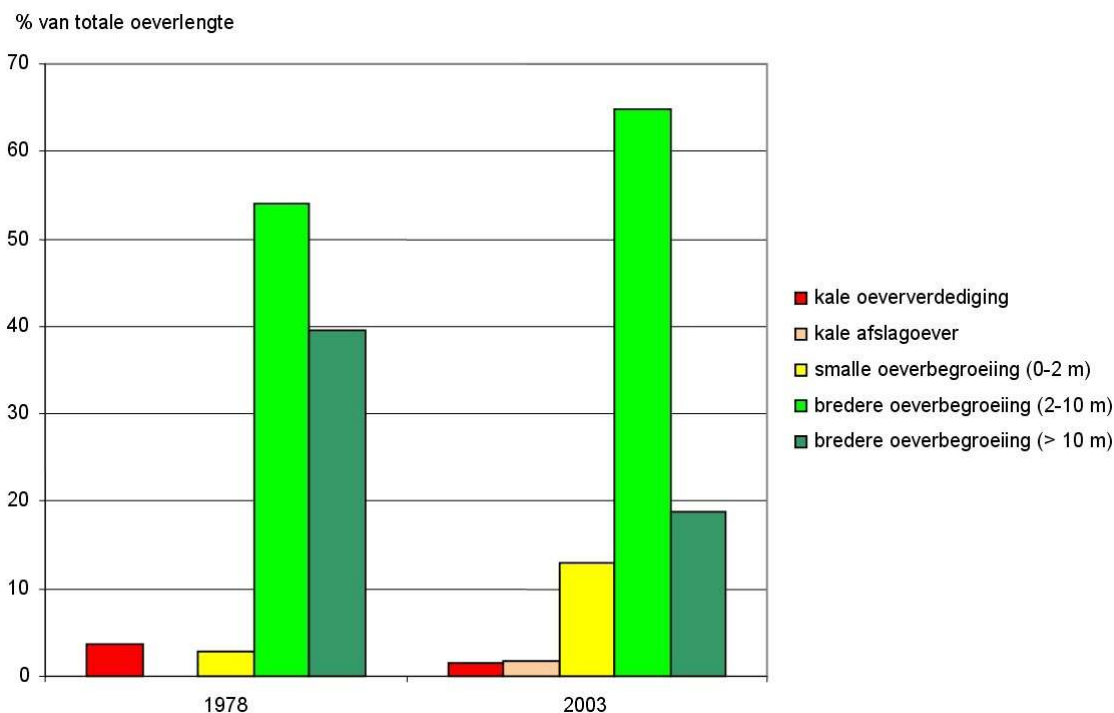
Goede gegevens over deze deelmaatlat zijn niet voorhanden. Gegevens over de bedekking binnen de begroeibare zone ontbreken geheel. Er wordt voornamelijk van uitgegaan, dat verschillen in substraat, geëxponeerdheid op de wind (golfwerking) en mogelijke invloed van vraat passen binnen de aangepaste waarden van de deelmaatlat, maar nadere gegevens om dit te staven zijn nodig.

Van een aantal Friese meren is door Wetterskip Fryslân in 1994 een overzicht gemaakt van de breedte van de oeverzone (tabel 4.2). De gemiddelde breedte varieert tussen de 1-10 m, maar is in veel gevallen slechts enkele meters. Wat voor toepassing van de maatlat ontbreekt is een schatting van de oppervlakte van de begroeibare zone (op basis van de diepteverdeling van de oeverzone) en van de totale bedekking binnen het huidige areaal aan oevervegetatie. Gezien de gemiddelde breedte van de oevervegetatie in het Bergumermeer (10 m) en de daarvan bekend dichte bedekkingen aan Riet is bij voorbaat aan te geven, dat dat meer aan het goed ecologisch potentieel zal voldoen. Bij de andere meren is dat afhankelijk van de omvang van de begroeibare zone en de bedekking van de moerasvegetatie daarbinnen. Het procentuele aandeel van emergente oevervegetatie over het gehele meer is van belang voor het bepalen van de te verwachten vis-populatie.

Tabel 4.2 Schattingen van het voorkomen van emerse oevervegetatie (totale oeverlengte, gemiddelde breedte en % van het totale meeroppervlak) in Friese boezemmeren in 1994 (data: Wetterskip Fryslân).

	Watertype	Totale oeverlengte (m)	% Lengte aan oeverbegroeiing	% Kale oever, al dan niet beschoeid	Gemiddelde breedte oevervegetatie	% oevervegetatie van het totale meeroppervlak
Bergumermeer	M14	15000	98	2	10	2
De Leijen	M14	9500	100	0	5	1
Saiter Petten	M27	4000	96	4	2	
Sneekermeer	M14	27000	7	93	2	<1
Terkaplester- poelen	M14	12000	94	6	4	2
Tjeukemeer	M14	35000	89	11	2	1
Heegermeer	M14	10000	60	40	2,5	1
Fluessen	M14	32000	88	12	3	1
Slotermeer	M14	15000	95	5	5	1

Bij de toetsing van gegevens aan de maatlat is het nuttig om rekening te houden met het in beginsel dynamische karakter van oeverbegroeiingen, hoewel dat bij een vast of tegennatuurlijk peil veel minder zal zijn dan in de referentiesituatie met grote peilvariaties. Van het Friese meer De Leijen zijn twee oeverbeschrijvingen bekend uit resp. 1978 (Smittenberg & Roukema, 1979) en 2003 (Bijkerk, W. *et al.*, 2004) (afbeelding 4.3). In dit meer lijkt sprake te zijn van een verschuiving naar een gemiddeld minder brede rietkraag, mogelijk nog als gevolg van het vaste boezempeil dat vanaf 1967 wordt gehanteerd.



Afbeelding 4.3 Verdeling van oevertypen in De Leijen in 1978 en 2003.

### Fytobenthos

Alle meren met fyto-benthosgegevens van rietstengels (zie apart document) betreffen meren met tegennatuurlijk peilbeheer, met uitzondering van het Volkerak. In deze meren is een (zeer) goede kwaliteit zeer bereikbaar.

#### 4.1.3.3 Afgeleide maatlatten

##### Waterplanten

Het effect van de hydromorfologische ingreep is niet zo groot zijn dat het GET niet gehaald kan worden. Dit betekent, dat niet wordt overgegaan tot aanpassing van de maatlatten voor het MEP en GEP. De maatlatten van de natuurlijke wateren blijven van toepassing. Sterk bijkomend argument hiervoor is ook het grote succes van herstelprojecten in meren waar de visstand sterk gereduceerd is, al of niet in combinatie met nutriëntreducerende maatregelen. Hieruit blijkt dat, indien de bodemwoelende vis met meer dan 75% is gereduceerd, het tegennatuurlijke peilbeheer niet een gezonde ontwikkeling van macrofyten in de weg staat. Uit recente proeven blijkt dit ook voor plassen op te gaan met een veenbodem (mond. med. M. Klinge).

##### Oeverplanten

Bij een vast of tegennatuurlijk peilbeheer wijkt het MEP duidelijk af van de referentie en de goede ecologische toestand (GET) bij lange na niet kan worden gehaald. Het begroeibaar areaal is fors kleiner dan in de referentie en ook de bedekking binnen het begroeibaar areaal is lager. De afgeleide maatlat voor de bedekking van de oevervegetatie binnen het begroeibaar areaal ziet er dan als volgt uit:

*Tabel 4.3 Afgeleide deelmaatlat voor bedekking oevervegetatie*

	Slecht	Ontoereikend	Matig	Goed
Bedekking oevervegetatie	0-15%	15-30%	30-50%	50-100%

Het begroeibaar areaal bestaat hier uitsluitend uit de zone waarin vegetatieve uitbreiding in het water kan plaatsvinden. Het goede ecologisch potentieel (GEP) wordt gehaald bij een helofyten-bedekking van 50% van het begroeibaar areaal. Dat het begroeibare areaal veel smaller is dan in de natuurlijke situatie heeft op deze waarden nauwelijks invloed, maar dit vereist wel een scherpe formulering van het begroeibare areaal. Zie bijlage 6 voor een toelichting.

#### **Alternatief voor deelmaatlat abundantie oeverbegroeiing**

In feite is de deelmaatlat voor abundantie van de oevervegetatie opgebouwd uit twee onderdelen, te weten begroeibaar areaal en bedekking binnen dat areaal. Het zou veel aantrekkelijker zijn om deze deelmaatlat geheel te baseren op de omvang van het begroeibaar areaal. Dat maakt deze deelmaatlat veel eenvoudiger en maakt ook de monitoring gemakkelijker. Om alleen te werken met het begroeibaar areaal zou wel de referentiemaatlat moeten worden aangepast. Met de maatlat wordt dan beoordeeld welk deel van het begroeibaar areaal daadwerkelijk is begroeid. Zie bijlage 11 voor een discussie hierover.

#### **Fytobenthos**

De deelmaatlat voor fyto-benthos hoeft niet te worden aangepast

### **4.1.4 MACROFAUNA**

#### **4.1.4.1 Effecten van de ingreep**

In meren zijn, onafhankelijk van peilbeheer en oeverkenmerken, de indicerende taxa te verwachten van:

- groot water met open bodem (soorten van zicht en ruimte);
- mesotroof tot eutroof helder water;
- soorten van zandbodem (psammofiele soorten) (tenzij wateren in laagveen- of kleilandschap zoals M14 en M27);
- soorten van organische, venige bodem (vooral in M27, maar niet of weinig in M14 of M20).
- verlandingsmilieus en complete vegetatiezonering;
- peildynamiek met vloedvlaktes.

In geval van peilregulatie kunnen de soorten worden beïnvloed die kenmerkend zijn voor verlandingsmilieus en complete vegetatiezonering (denk aan libellen, waterkevers) en voor peildynamiek met vloedvlaktes.

Bij peilbeheer verdwijnt de vloedzone ofwel de vloedvlakte onder invloed van peildynamiek. Dit is een voor macrofauna belangrijk milieu in het meerecosysteem omdat hier in het ondiepe tot zeer ondiepe water sneller opwarming plaats vindt en vispredatie beperkt zal zijn. Vooral waterwantsen, grote kevers en libellen kunnen hier leven en zijn van groot belang als prooidier voor amfibieën en moerasvogels zoals Grote karekiet en Zwarte stern. Peilbeheer betekent dat de zone met oevervegetatie vooral aan de loefzijde van het meer smal wordt omdat de oeveraanval en erosie onder invloed van golfslag en wind zich op een min of meer constante plaats concentreert. Dit geeft aanleiding tot lagunevorming en daarom in grote wateren tot vooroeververdediging om 'oprollen' van oevervegetatie te voorkomen. Versmalling van de oeverzone vermindert de structuurvariatie en mogelijkheden voor vestiging, schuilen en overleven voor macrofauna. Bij deze effectbeschouwing is echter aangenomen dat verlandingsvegetaties nog wel aanwezig zijn; minimaal aan de luwe zijden en in baaien en beschutte plaatsen van het meer.

#### **Gevolgen per soortgroep**

De deelmaatlat kenmerkende soorten (aantal taxa) wordt met name beïnvloed. De ingreep heeft vooral gevolgen voor de grotere soorten (met name slakken, libellen, kevers, kokerjuffers en waterwantsen) die specifiek zijn voor verlandingszones en vegetatierijke wateren en die gevoelig zijn voor vispredatie. Deze zijn op de lijst van kenmerkende soorten uit de maatlaten voor natuurlijke wateren te benoemen.

De positief dominante soorten kunnen zich in het algemeen handhaven zolang substraten (planten, stenen, staketsels) of structuren in het water aanwezig zijn en deze deelmaatlat zal weinig worden beïnvloed. De negatief dominante soorten reageren vooral op verslechtering van de waterkwaliteit (trofie) en dus bij lagere kwaliteitsniveaus van de maatlat.

#### 4.1.4.2 Data-analyse

Voor het afleiden van MEP en GEP zijn criteria opgesteld voor de selectie van macrofaunamonsters. Naast de typologische criteria zijn dat:

- het verschil tussen zomerpeil (stabiel van 1 mei t/m 30 september) en winterpeil bedraagt maximaal 0,2 meter;
- de fysisch-chemische waterkwaliteit is voor wat betreft nutriënten goed;
- het talud in het littoraal (tot 1 meter beneden waterlijn) is aflopend;
- de oever is over 33% of meer van de lengte onbeschoeid;
- de oeverlijn is ten minste voor een deel grillig (bijvoorbeeld met baaien of inhammen) zodat verlandingsvegetaties zich kunnen ontwikkelen en moeras kan ontstaan;
- geen golfslag in tenminste 50% van de oeverzone als gevolg van beroepsvaart of snelle motorboten;
- een verlandingszone (d.i. moerasvorming, aangroei van de oever, opbouw organische stof) is ergens in het meer aanwezig of in 'aanleg' (nog onvolkomen en onvolledig). Denk aan vegetaties met krabbescheer, waterplanten met grote drijfbladeren (Nymphaeiden), zegges, kragges of drijfzitten.

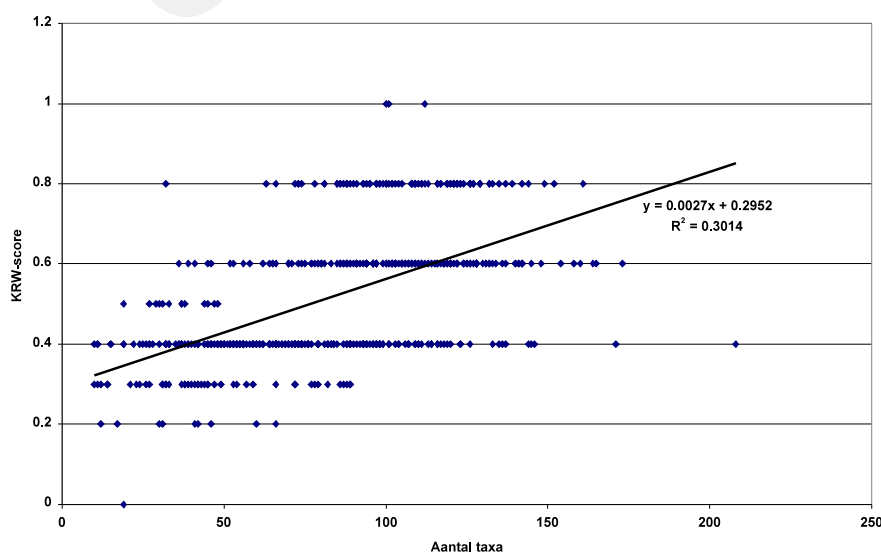
Deze criteria zijn als richtlijn gebruikt. Desondanks blijkt het vinden van passende data zeer moeilijk te zijn. Weliswaar biedt Limnodata Neerlandica in principe veel data van waterbeheerders, maar:

- macrofauna-onderzoek aan meren is weinig of onvolledig (beperkt aantal diergroepen of afwijkende monstersystematiek) toegepast;
- informatie over het verband tussen de monsters en de bovengenoemde criteria ontbreekt veelal;
- gegevens van zowel waterchemie als macrofauna van dezelfde locaties blijken voor meren nauwelijks beschikbaar;
- niet-geëutrofeerde situaties zijn in Nederland nauwelijks voorhanden.

Informatie van macrofauna van buitenlandse meren is er wel, maar ook hier doen zich beperkingen voor, vanwege het type (meestal diepe meren), monstersystematiek, aantal onderzochte diergroepen en mate van detail van gepubliceerde informatie. De geringe beschikbaarheid van specifieke data betekent dat expert judgement noodgedwongen een belangrijke rol heeft gekregen bij het afleiden van maatlatten voor meren.

In de Limnodata Neerlandica zijn enkele honderden macrofaunamonsters van wateren behorende tot het type M14, M20 of M27 beschikbaar. Deze monsters zijn van 14 wateren van het type M14, 30 van het type M20 en 40 van het type M27. De meeste monsters scoren onvoldoende (score 0,1-0,4). Een kwart van de monsters van M14 scoort goed en een beperkt deel van de monsters van M27 eveneens. De uitkomsten laten tevens zien dat de score 0,5, 0,7 en 0,9 bij M14 en M27 nooit wordt gehaald (afbeelding 4.4).

Dit is een consequentie van de scoreopbouw van de deelmaatlatten. De grafiek laat zien dat er een afhankelijkheidsrelatie is tussen het aantal taxa en de uitkomsten van de maatlat voor M14, M20 en M27. Dit zou niet zo mogen zijn is dan ook een aandachtspunt bij de validatie van de natuurlijke maatlatten.



Afbeelding 4.4 KRW-scores ten opzichte van het aantal gevangen taxa voor M14, M20 en M27.

De scoretoekenning in de deelmaatlaten is zodanig dat de schaalverdeling van de maatlat niet goed wordt benut. Immers de eindscores 0,5 en 0,7 en 0,9 komen niet of weinig voor (zie afbeelding 4.4). Dit is aanleiding geweest om een verbeterde maatlat (voor natuurlijke wateren) te maken. Er is een aanpassing en verfijning toegepast naar een meer glijdende verdeling, om een goede afleiding van het MEP mogelijk te maken. Bij de deelmaatlat DP+KM% (aantallen) is een uitkomst van 5 – 50% verdeeld over een score van 0,1 (tot 25%) en 0,2 (tot 50%) in plaats van alles tot 50% toekennen aan score 0,1 (zie tabel 4.4). Bij de deelmaatlat KM% (taxa) is een herbegrenzing toegepast met invoeging van score 0,2. De aanpassing betekent dat de maatlat 'minder streng' wordt (mede toegepast gezien analysesresultaten van grote wateren uit NW-Overijssel) en dat dit zich afspeelt in het middengebied tussen score 0,4 en 0,7.

Tabel 4.4 Constructie van verbeterde maatlat voor M14 (ook geldig voor M20 en M27) door aanpassing van de deelmaatlaten voor DP+KM% (aantallen) en voor KM% (taxa).

	Score	M14	
		Natuurlijke maatlat	Afgeleide maatlat
DN% (aantallen)	0,1	25-50	25-50
	0,2	<25	<25
DP+KM% (aantallen)	0,1	5-50	5-25
	0,2		26-50
	0,3	>50	>50
KM% (taxa)	0,1	5-20	5-15
	0,2		16-25
	0,3	21-33	26-33
	0,5	>33	>33

Het gevolg van deze aanpassing is uiteraard wel dat de nieuw geconstrueerde maatlat niet meer geheel vergelijkbaar is met de 'oorspronkelijke' maatlat. Tabel 4.5 laat zien waar de afwijking zich voordoet. De aangepaste maatlat levert hogere scores op. Voor 'oude' en 'afgeleide' maatlat blijft echter gelden dat voor de goed ecologische toestand:

- het aandeel dominant negatieve indicatoren beperkt dient te blijven (< 25% = score 0,2);
- het aandeel positieve indicatoren in aantallen (DP+KM) meer dan 50% (score 0,3) dient te zijn of voldoende gecompenseerd wordt door aantal kenmerkende taxa (% KM) en
- dat het aandeel van kenmerkende taxa meer dan 15% dient te zijn (score 0,2 of hoger).

Tabel 4.5 Resultaten van toetsing van macrofaunamonsters van M14 en M27 wateren voor en na aanpassing van de natuurlijke maatlat.

Score	Oorspronkelijke maatlat (aantal monsters)	Afgeleide maatlat (aantal monsters)	Status
0,1			Slecht
0,2	2	1	
0,3	10	9	Ontoereikend
0,4	99	27	
0,5		46	Matig
0,6	97	87	
0,7		61	Goed
0,8	63	39	
0,9		1	Zeer goed
1	2	2	

#### 4.1.4.3 Afgeleide maatlaten

De verlandingszone en submerse vegetatie is dankzij de grote variatie in structuur zeer bepalend voor de soortenrijkdom van macrofauna in meren en daarmee voor de aanwezigheid van kenmerkende soorten. Om deze reden vormt de (herziene) maatlat voor natuurlijke wateren voor M14 en M27 in principe een goed vertrekpunt voor de afleiding van een maatlat voor MEP/GEP voor wateren met peilbeheersing én verlandingszones. Een score van 0,8 op de maatlat voor natuurlijke meren (M14/M27), zoals dat kan worden bereikt in de beste wateren in Nederland waaronder een soortenrijk water als het Naardermeer, kan als een maximaal ecologisch potentieel (MEP) worden gezien. Dit betekent een aandeel van:

- < 25% van de relatieve abundantie van negatief dominante indicatorsoorten (zoals de oligochaet *Limnodrilus*, *Tubifex*, de vedermug *Chironomus*, *Cricotopus* gr. *sylvestris*, *Dicrotendipes nervosus*, de slak *Valvata piscinalis*);

- > 50% van de relatieve abundantie positieve indicatoren (zoals de driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* en vedermuglarven *Einfeldia*, *Endochironomus albipennis*, *Cladotanytarus*, *Microtendipes*) en
- aantal taxa bedraagt voor meer dan 20 (oude maatlat) à 15% (herziene maatlat) kenmerkende indicatoren, waaronder taxa van verlandingsmilieus.

Analoog aan de lichte verandering naar een goed ecologische toestand op de maatlat van M14 voor natuurlijke wateren, komt door verschuiving van de onderliggende klassen de score 0,7 in aanmerking voor het GEP. Bij lagere scores blijken macrofaunamonsters afkomstig te zijn uit geëutrofiëerde wateren (bijvoorbeeld uit de Ankeveense plassen).

De ligging van de onderliggende klassen is overeenkomstig de ligging van de betreffende klassen op de natuurlijke maatlat. De ondergrens van matig blijft op 0,5 en de ondergrens van ontoereikend blijft op 0,3.

In diepe wateren (M20), zoals wielen, komen flauwe oevers weinig voor en zijn de golfslag en de vorming van een spronglaag ecologisch belangrijke factoren. De verlandingzone speelt, in vergelijking met ondiepe meren, een veel kleinere rol. De effecten op macrofauna van een hydrologische ingreep zoals peilbeheersing waarbij de verlandingzone wordt ingeperkt, zullen in diepe meren van het type M20 beperkt zijn. Bovendien zijn bij het opstellen van de maatlat voor natuurlijke wateren van het type M20 reeds zandputten met een (zeer) goede waterkwaliteit gebruikt voor het begrenzen van GET. Om deze redenen kan voor een sterk veranderd, diep water van het type M20 de betreffende maatlat voor natuurlijk water zonder aanpassing worden aangehouden. Feitelijk is in diepe wateren de verandering van de trofie de bepalende factor op de samenstelling van de macrofauna, eerder dan peilbeheersing of het ontbreken van een verlandingzone.

Omdat het MEP gelijk is gesteld aan het ZGET komt het GEP gelijk te liggen aan het GET (dus 0,2 onder het MEP in plaats van het gebruikelijke 0,1). De ligging van de onderliggende klassen is overeenkomstig de ligging van de betreffende klassen op de natuurlijke maatlat. De ondergrens van matig blijft op 0,5 en de ondergrens van ontoereikend op 0,3.

#### 4.1.5 VISSSEN

Peilbeheer in meren en plassen heeft in de eerste plaats effect op het areaal en de samenstelling van de vegetatie in de oeverzone. Indirect kan dit weer effecten hebben op macrofauna en vis en, via processen zoals denitrificatie en sedimentatie, op de waterkwaliteit. Hier wordt alleen het effect op het areaal oevervegetatie beschouwd en de gevolgen die dit heeft voor de visstand op het niveau van het hoofdwatertype meren en plassen.

##### 4.1.5.1 Effecten van de ingreep

Plantminnende en zuurstoftolerante vissoorten zijn sterk geassocieerd met vegetatie. De temporele en spatiële beschikbaarheid van verschillende typen vegetatie speelt hierbij een zeer belangrijke rol. Het effect van de ingreep geldt vooral voor het voorheen afwisselend geïnundeerde en droogvallende deel van de oever. In onderstaand kader wordt dit beschreven voor de levenscyclus van de snoek (zie o.a. Grimm en Klinge in Craig, 1996). De snoek is enigszins een buitenbeentje omdat deze soort vroeg in het voorjaar paait op het moment dat de vloedvlaktes nog toegankelijk zijn voor vis. Veel andere soorten (waaronder plantminnende vissen als zeelt en kroeskarper) paaien later in het seizoen en maken daarbij weer gebruik van andere delen van het systeem. De snoek is echter illustratief voor de samenhang tussen de verschillende onderdelen van een goed functionerend watersysteem (zie bijlage 10).

##### **ondiepe plassen, M14 en M27**

Voor het afleiden van het MEP voor de visstand van ondiepe matig grote plassen (M14 en M27) is een inschatting nodig van het maximaal haalbare aandeel emergente vegetatie (in % van het totale meeroppervlak) en het maximaal haalbare aandeel submerse vegetatie (in % van het oppervlak open water). Hierbij mag het effect van onomkeerbare hydromorfologische ingrepen (peilbeheer en oeververdediging) worden afgetrokken en moet het effect van mitigerende maatregelen worden opgeteld.

Voor wat betreft de emergente vegetatie mag in de meeste gevallen worden gerekend met een sterk gereduceerd areaal ten opzichte van de referentie. Ter indicatie wordt uitgegaan van:

- standaard een zone van 5 meter,
- + het areaal droogvallende oever onder invloed van peilfluctuatie (talud + amplitude),



- + het areaal natuurvriendelijke oevers en vloedmoerassen (mitigerende maatregelen).

Al deze oppervlaktes worden opgeteld en gedeeld door het totale meeroppervlak (=oppervlak open water + oppervlak emergente vegetatie).

Voor wat betreft de submerse vegetatie wordt in principe uitgegaan van de referentiesituatie (omdat er geen effect van hydromorfologische ingrepen op het aandeel submerse vegetatie wordt verondersteld). Het is dus ook nodig om de bedekking met submerse vegetatie in de referentie te kennen. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van de relaties uit het achtergronddocument macrofyten (van den Berg, 2004): P-gehalte > chlorofyl-a > zichtdiepte > morfologie > potentieel begroeibaar areaal submerse vegetatie (%)

Indien van beiden een inschatting is gemaakt, dan kunnen met behulp van de regressievergelijkingen die zijn ontleend aan de data-analyse de bijbehorende waarden van de indicatoren voor de visstand worden berekend.

#### **diepe plassen, M20**

De verwachting is dat in diepe wateren in grote lijnen hetzelfde geldt wat ook voor ondiepe wateren is gevonden. Het aandeel emergente en submerse vegetatie is bepalend voor de abundantie van plantminnende en zuurstoftolerante vis. Verschil is dat het potentieel begroeibare areaal submerse vegetatie in diepe plassen vaak gering is omdat ze grotendeels te diep zijn voor plantengroei (planten kunnen groeien tot circa een diepte van maximaal 6 meter). In feite is er daarom sprake van twee min of meer gescheiden delen van de plas, de ondiepe (potentieel plantenrijke en niet-stratificerende zone) en de diepe (plantenloze en potentieel stratificerende) zone. Het ondiepe deel van de plas wordt in een plantenrijke situatie gedomineerd door plantminnende vis. Het diepe deel van de plas wordt gedomineerd door eurytopen (voornamelijk baars, blankvoorn en brasem) in verschillende verhoudingen, waarbij de helderheid (zichtdiepte) vaak een goede indicator is voor de visstand. Dit komt ook wel uit de analyse naar voren, bijvoorbeeld door het aandeel brasem wat negatief gerelateerd is aan de zichtdiepte.

#### **4.1.5.2 Data-analyse**

Met bestaande gegevens is vastgesteld in welke mate de verschillende vissoorten reageren op de aanwezigheid van emergente begroeiing van een meer. De uitwerking daarvan staat in bijlage 10. Deze analyse heeft geleid tot een aantal formules waaruit kan worden afgeleid in welke mate de verschillende groepen vissen kunnen worden aangetroffen.

#### **4.1.5.3 Afgeleide maatlaten**

##### **ondiepe plassen: M14 en M27**

Het MEP voor de visstand van de typen (M14 en M27) zal in veel gevallen worden bepaald door een gering aandeel oevervegetatie. In de meeste gevallen is het aandeel oevervegetatie lager dan 1 à 2%, er mag dan van de oevers weinig effect worden verwacht op de visstand.

De MEP wordt bepaald door het toepassen van de formules zoals uit de data-analyse naar voren zijn gekomen. In feite zijn de formules ook geschikt voor het vaststellen van de referentiewaarden, maar door het invullen van lagere waarden voor oeverbegroeiing komt men tot een MEP die overeenkomt met de situatie die is ontstaan door de beschreven ingreep met een vast peil.

Het GEP wordt ingevuld door uitgaande van het MEP 25 % op te schuiven in de richting van de slechtste waarde per indicator. Op deze wijze kan voor iedere MEP de grens voor de klassen Goed en Matig op een eenduidige wijze worden afgeleid. Omdat voor het GEP met een EKR = 0,6 moet worden gerekend vindt herschaling plaats met lineaire interpolatie tussen de klassengrenzen.

De invulling van de overige klassengrenzen (Matig/Ontoereikend en Ontoereikend/Slecht) wordt ingevuld door telkens 25% "op te schuiven" in de richting van de slechtste waarde. In de meeste gevallen is de slechtste waarde volledige dominantie (100% brasem) of het volledig ontbreken van een groep (0% plantminnende vis, overige indicatoren). In het geval van het aantal soorten is dit anders, bijvoorbeeld soorten als baars en blankvoorn hebben (bij benadering) een presentie van 100%. Daarom is gezocht naar de laagste waarden in de database voor plassen > 50 hectare (= 8 soorten). Als voorbeeld is dit in tabel 4.6 voor de onbeschoede meren van 50 hectare uitgewerkt. Behalve de klassengrenzen is ook de weging aangepast ten opzichte van de maatlat voor natuurlijke wateren om de volgende redenen:

- Omdat plantminnende vis en zuurstoftolerante vis in wateren met een gering aandeel oevervegetatie

nauwelijks een rol spelen (en de bandbreedte dus gering is en de indicator gevoelig is voor ruis) zijn de wegingsfactoren voor deze indicatoren verlaagd naar 0,1. In het geval van het MEP van een grote plas met een verwaarloosbaar aandeel oeverzone (wat aantoonbaar niet kan worden vergroot) kan zelfs worden overwogen de indicatoren zuurstoftolerante vis en plantminnende vis te verwijderen omdat de gevoeligheid erg groot wordt bij een dergelijke smalle bandbreedte.

- Voor de indicatoren “aandeel brasem” en “aantal soorten” zijn de weegfactoren juist verhoogd naar 0,3 omdat deze indicatoren relatief belangrijker worden in een hydromorfologisch aangetaste situatie.

*Tabel 4.6 Maatlat voor de visstand van een ondiepe onbeschoeide plas van 50 hectare.*

indicatoren	weging	MEP	GEP	Matig /		Ondergrens
				Ontoereikend	Ontoereikend / Slecht	
aandeel brasem (%)	0,3	8	31	54	77	100
aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen	0,2	43	32	22	11	0
aandeel plantminnende vis (%)	0,1	9	7	5	2	0
aandeel zuurstoftoleranten (%)	0,1	1	0,8	0,5	0,3	0
aantal soorten	0,3	21	17	14	11	8
EKR		1	0,6	0,4	0,2	0

### diepe plassen: M20

De totale visstand van een diepe plas wordt bepaald door de verhouding tussen diep en ondiep, de vegetatierijkdom in de ondiepe delen en de helderheid van de diepe delen. Voorlopig (tot betere relaties beschikbaar zijn) wordt een inschatting van het MEP gemaakt door:

- Voor het ondiepe deel de relaties voor ondiepe meren en plassen te gebruiken op basis van % emergenten en % submerse vegetatie, met uitzondering van het aantal soorten (zie punt 4).
- Het diepe deel bestaat naar verwachting (vrijwel) volledig uit eurytope vissen, de bijbehorende indicatorscores voor aandeel plantminnende vis en aandeel zuurstoftoleranten worden daarom beide op 0% gezet. Het “aandeel brasem” kan als volgt worden bepaald:
  - een inschatting van het aandeel brasem kan worden gemaakt aan de hand van de gevonden relatie met (zomergemiddelde) zichtdiepte en oevervegetatie (zie bijlage 10, tabel 1). De maximale haalbare zichtdiepte kan worden afgeleid van de relatie: P-gehalte à chlorofyl-a à zichtdiepte uit het achtergronddocument macrofyten (van den Berg, 2004). Het aandeel oevervegetatie is in dit geval 0% omdat er alleen wordt gekeken naar het open water. De indruk bestaat echter dat de relatie het aandeel brasem bij matige tot hoge zichtdieptes onderschat.

Het “aandeel baars+blankvoorn in % van alle eurytopen” is moeilijker af te leiden, zoals hier onder wordt toegelicht:

- het aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen wordt gemaximeerd door het aandeel brasem. Uitgaande van het aandeel brasem is het aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen nooit hoger dan 100% - aandeel brasem (in het geval van alleen baars+blankvoorn+brasem). In de praktijk wordt echter in de Nederlandse meren vaak maar een gering aandeel baars+blankvoorn aangetroffen, zelden meer dan 60%. In Scandinavische meren (o.a. Jeppesen et. al., 2000) is het aandeel baars+blankvoorn in het algemeen veel hoger (> 65 %). De reden hiervan is niet bekend maar kan naar verwachting voor een deel worden verklaard door het type meer (diep en “kaal”) en mogelijk ook door de wijze van bemonsteren (kieuwnetbemonstering). Overigens loopt het aandeel baars in de onderzochte meren (van klein tot groot en ondiep tot diep) sterk terug bij toenemende eutrofiering (Jeppesen et. al, 2000), dit geldt eveneens voor het aandeel baars+blankvoorn zij het in mindere mate. Dit komt omdat blankvoorn iets toeneemt bij toenemende eutrofiering. Het verdient aanbeveling om op basis van nieuwe visstandsgegevens van diepe plassen deze indicator nog eens goed tegen het licht te houden.

Het aantal soorten wordt niet berekend.

- Gewogen gemiddelde van de indicatorscores van 1 en 2 aan de hand van het relatieve aandeel diep en ondiep.
- Het aantal soorten is onder andere afhankelijk van de dimensie en mate van isolatie. In het achtergronddocument “vissen” wordt voor (diepe en ondiepe) plassen > 50 hectare als bovengrens voor de referentie de 90-percentiel-waarde van de wateren in de dataset aangehouden (Nederlandse en buitenlandse wateren van diverse kwaliteit). Voor geïsoleerde plassen is dit 13 soorten en voor “open” plassen 19 soorten uit de totale soortenlijst voor zoete wateren (zie Achtergronddocument vissen, Klinge et. al., 2004). Deze waarden worden ook voor het MEP aangehouden.

Op basis van deze methode is een voorbeeld uitgewerkt voor een geïsoleerde diepe plas van 100 hectare met 20% "ondiep water" (< 6 meter diep) met een bedekking emergenten van 20% in de referentie en 4% bij een vast peil. Het aandeel submerse vegetatie in het ondiepe deel is 80%. De maximale zomergemiddelde zichtdiepte is 2 meter.

*Tabel 4.7 Berekende indicatorwaarden voor het MEP van de visstand van een diep meer bij een verschillende mate van impact. G-gem is gewogen gemiddelde.*

kenmerk	ref waarde			MEP vast peil		
	ondiep	diep	g-gem	ondiep	diep	g-gem
indicatoren plassen > 50 hectare						
aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen	27	?	?	38	?	?
aandeel brasem	12	3	5	12	3	5
aandeel plantminnende vis	43	0	9	15	0	3
aandeel zuurstoftoleranten	9	0	2	2	0	0
aantal soorten	-	-	13	-	-	13

Het GEP en de overige klassengrenzen worden net als bij de ondiepe plassen afgeleid van het MEP door telkens 25% op te schuiven in de richting van de slechtste toestand, waarbij de EKR van GEP wel op 0,6 wordt gesteld en er voor de EKR dus herschaling plaatsvindt boven en onder het GEP.

concept

## **4.2 TEGENNATUURLIJK PEILBEHEER EN OEVERVERDEDIGING**

### **4.2.1 HYDROMORFOLOGIE EN FYSISCHE-CHEMIE**

De hydromorfologische ingreep die hier wordt bedoeld heeft de volgende kenmerken:

- peilbeheer zoals in de vorige paragraaf
- ongeveer de helft (50% van de oeverlengte) kent de een of de andere vorm van oververdediging

De effecten van de ingreep worden zowel expliciet beschreven voor het gedeelte van de oever dat is verdedigd voorzover dat mogelijk is als voor het waterlichaam als geheel.

Indien dat mogelijk en relevant is worden varianten beschreven voor verschillende vormen van oververdediging. Te denken valt aan loodrechte oververdediging (kade, damwand, betuining, beschoeiing), dan wel hellende oververdediging (steenbestorting, gestapelde steen, geotextiel). De relevantie en het effect kan per biologische kwaliteitselement verschillen.

In de referentiesituatie bij meren met zoet water (M14, M20, M27) is er sprake van een hoog peil in de winter en een wegzakkend peil in de zomer, met een verschil van ca 0,5-1 m. Bij een tegennatuurlijk peilbeheer is, ten opzichte van de referentiesituatie, sprake van een sterk afgenomen peildynamiek en van omkering van het peilverloop ('s zomers hoog, 's winters laag). Samen met de aanwezigheid van oververdediging leidt dit tot een aantal veranderingen:

- daar waar oververdediging aanwezig is een inundatiezone afwezig
- waar oververdediging ontbreekt is de inundatiezone eveneens vrijwel geheel afwezig
- er vallen 's zomers geen delen van de oever meer droog
- de waterdiepte is 's zomers groter en 's winters kleiner
- in veel gevallen is aanvoer van water van elders nodig om het hoge zomerpeil in stand te houden

Als gevolg van de ingreep is er sprake van een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten in de waterkolom zoals beschreven in de vorige paragraaf (pag 37).

### **4.2.2 FYTOPLANKTON**

#### **4.2.2.1 Effecten van de ingreep**

De aanwezigheid van oververdediging leidt vermoedelijk niet tot extra effecten op het fytoplankton dan beschreven in paragraaf 4.1.2.

In vergelijking met de toestand zonder oeverbeschoeiing kan het bedekkingspercentage van de oevervegetatie lager zijn, waardoor nog minder slibretentie optreedt in de oeverzone. Hiertegenover staat de afwezigheid van oeverafslag als aanvoerbron van slib in het systeem.

#### **4.2.2.2 Data-analyse**

Zoals beschreven in paragraaf 4.1.2. Er zijn geen datasets waarmee het effect van oeverbescherming in een situatie met onnatuurlijk peilbeheer en een lage trofiegraad onderzocht kan worden.

#### **4.2.2.3 Afgeleide maatlatten**

De bestaande maatlatten voor de natuurlijke typen kunnen worden overgenomen (zie ook paragraaf 4.1.2).

### **4.2.3 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS**

#### **4.2.3.1 Effecten van de ingreep**

##### **Waterplanten**

De effecten van tegennatuurlijk peilbeheer op waterplanten zijn beschreven in paragraaf 4.1.3

De effecten van 50 % oververdediging op submerse waterplanten komen indirect tot uiting via de verminderde retentie van nutriënten in de oeverzone. In paragraaf 4.1.3.1 zijn de effecten van een verminderde inundatiezone op waterplanten beschreven. In deze paragraaf wordt geconcludeerd dat kwantificering van de nutriëntenretentie onder een gegeven peildynamiek niet mogelijk is met de huidige

wetenschappelijke kennis. Modelberekeningen hebben wel aangetoond dat er sprake moet zijn van een relatief grote oeverzone (oeverzone : wateroppervlak = 1 : 1) om een berekenbaar effect te geven. De zuiverende werking neemt bij een tegennatuurlijk peilbeheer in combinatie met 50 % oeververdediging nog verder af dan bij een tegennatuurlijk peilbeheer alleen. De effecten op de submerse waterplanten worden ingeschat beperkt te zijn.

#### **Oeverplanten**

De effecten van tegennatuurlijk peilbeheer op waterplanten zijn beschreven in paragraaf 4.1.3. Op plaatsen met oeververdediging zal in veel gevallen nauwelijks sprake zijn van een in het water staande oevervegetatie. Naast de steilheid van de oever, die vaak ontstaat voor een oeververdediging (waardoor het begroeibaar areaal sterk wordt verkleind), is ook de vegetatieve uitgroei over het algemeen gering. Bij een meer natuurvriendelijke oeververdediging – denk aan vooroeverdammen, open bestortingen, doorgroeibaar geotextiel, verondieping e.d. – is toch enige bedekking mogelijk in dit soort oevers.

#### **Fytobenthos**

In zoete meren zijn de belangrijkste milieufactoren voor het fyto­benthos de zuurgraad, mate van voedselrijkdom, de zuurstofhuishouding, de mate van droogvallen in de zomer en de expositie aan golfslag. Voor het fyto­benthos is gekozen om zoveel mogelijk de op rietstengels voorkomende soorten te bemonsteren in de periode april-juni, die op het tijdstip van bemonstering enkele decimeters onder de waterlijn voorkomen en in de weken daarvoor ook al onder water hebben gestaan. Ook langs verharde oevers komen vaak nog rietstengels voor. Na opzetten van het peil in het vroege voorjaar (medio maart) zullen de van nature aanwezige, dan wel uitgezette rietstengels al binnen enkele weken zijn gekoloniseerd door de algen. Door de bemonsteringsmethode zal de aanwezige verticale zonering dus worden gemist. Effecten op de samenstelling van het fyto­benthos op riet zijn niet te verwachten. Indien riet afwezig is zal het oeververhardingsmateriaal (vaak steen) worden bemonsterd. Het aangroei­sel van deze stenen is wel direct geëx­poneerd aan de peilwisselingen en wordt hier mogelijk door beïnvloed. Het effect hiervan is onbekend.

Als direct gevolg van het tegennatuurlijk peilbeheer valt met de gebruikte bemonsteringsmethode van rietstengels geen effect op de soortensamenstelling te verwachten. Het tegennatuurlijk peilbeheer heeft mogelijk effect op de soortensamenstelling van het fyto­benthos op de verharding, maar daar zijn gegevens over bekend.

#### **4.2.3.2 Data-analyse**

##### **Fytobenthos**

Alle meren met fyto­benthosgegevens van rietstengels en oeververharding (zie bijlage 7) betreffen meren met tegennatuurlijk peilbeheer, met uitzondering van het Volkerak. In deze meren is een (zeer) goede kwaliteit zeer bereikbaar.

#### **4.2.3.3 Afgeleide maatlatten**

##### **Waterplanten**

Er is geen reden om de maatlatten aan te passen.

##### **Oeverplanten**

De afgeleide maatlat zoals beschreven in paragraaf 4.1.3 geldt ook hier. Bij een harde oeververdediging in combinatie met een steile oever is geen oevervegetatie te verwachten. Bij een natuurvriendelijke oeververdediging kan rekening worden gehouden met de mogelijkheid, dat zich een smalle gordel met oevervegetatie ontwikkelt.

##### **Fytobenthos**

Vooralsnog behoeft de maatlat niet te worden aangepast. De bestaande maatlatten kunnen voorlopig worden overgenomen

#### 4.2.4 MACROFAUNA

##### 4.2.4.1 Effecten van de ingreep

In natuurlijke meren komen taxa voor die indicatief zijn voor:

- groot water met open bodem (soorten van zicht en ruimte);
- mesotroof tot eutroof helder water;
- soorten van zandbodems (psammofiele soorten) (tenzij wateren in laagveen- of kleilandschap zoals M14 en M27);
- soorten van organische, venige bodem (vooral in M27, maar niet of weinig in M14 of M20).
- verlandingsmilieus en complete vegetatiezonering;
- peildynamiek metloedvlaktes.

In geval van peilregulatie en oeververdediging worden de soorten beïnvloed die kenmerkend zijn voor verlandingsmilieus, vegetatiezonering,loedvlaktes en brede oevers. Zowel peilbeheer als oeververdediging betekent dat de zone met oevervegetatie smal is of zelfs op allerlei plekken ontbreekt. Versmalling van de oeverzone vermindert de structuurvariatie en mogelijkheden voor vestiging, schuilen en overleven voor macrofauna. Bij peilregulatie in combinatie met oeververdediging wordt aangehouden dat verlandingsituaties en oeverontwikkeling vrijwel geheel afwezig is en daarmee de bijbehorende soorten.

##### Gevolgen per soortgroep

De deelmaatlat kenmerkende soorten (aantal taxa) wordt beïnvloed door daling van soorten die specifiek voor verlandingszones en vegetatierijke wateren zijn. Deze zijn op de lijst van kenmerkende soorten uit de maatlaten voor natuurlijke wateren te benoemen. Het gaat bijvoorbeeld om soorten die mineren in planten. Soorten die op planten en ook op vaste substraten zoals stenen kunnen leven, kunnen zich wel handhaven. Het betreft ook positief dominante soorten. De deelmaatlat positief dominanten zal daarom minder worden beïnvloed dan de deelmaatlat kenmerkende soorten. De negatief dominante soorten reageren vooral op verslechtering van de waterkwaliteit (trofie) en dus bij lagere kwaliteitsniveaus van de maatlat.

##### 4.2.4.2 Data-analyse

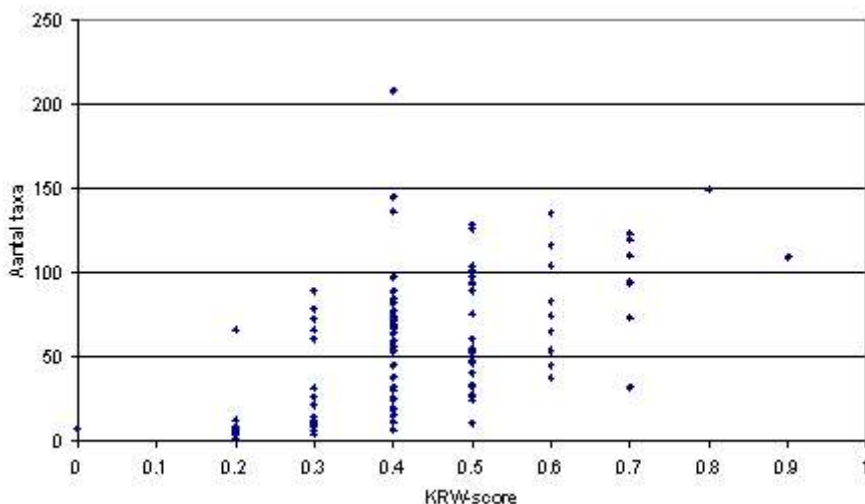
Voor het afleiden van MEP en GEP zijn de volgende criteria van belang voor de selectie van macrofaunamonsters:

- het verschil tussen zomerpeil (stabiel van 1 mei t/m 30 september) en winterpeil bedraagt maximaal 0,2 meter;
- de fysisch-chemische waterkwaliteit is voor wat betreft nutriënten goed;
- het talud in het littoraal (tot 1 meter beneden waterlijn) is aflopend;
- de oever is ten minste voor een deel beschoeid;
- een verlandingszone (d.i. moerasvorming, aangroei van de oever, opbouw organische stof) is *afwezig*. Dat wil zeggen, er zijn geen vegetaties met krabbescheer, waterplanten met grote drijfbladeren (nymphaeiden), 'waterriet', zegges, kragges, drijfkillen of venen in de oeverzone.

Zoals in paragraaf 4.1.3 is aangegeven, is de beschikbaarheid van geschikte data zeer beperkt. Op basis van de Limnodata Neerlandica zijn wateren met macrofaunamonsters geselecteerd waar weinig of geen verlanding en/of aanwezigheid van een beschoeiing werd vermoed. Voor wateren waaraan type:

- M20: Alkmaardermeer, plas van Tuil (strand), Lingebos (spartelvijver), De Rietput (Strand), zandput bij Ewijk, zandput Lindepolder, zandput van der Meulen-van de Wiel, zandput De Deelen, put Makkinga;
- M27: Belterwijde, Beulakerwijde, Ankeveense plas Dammerkade, Wijde gat en Kortenhoeftse middenplas;
- M14: Drontermeer, Vollehovermeer, Veluwemeer en Wolderwijd.

De toetsing aan de (afgeleide) maatlat voor natuurlijke wateren laat zien dat het zwaartepunt van de puntenwolk voor monsters van de geselecteerde wateren ligt bij score 0,4. In de monsters van M14/M27 is het aandeel negatief dominante taxa (abundantie) laag (meestal lager dan 25%; gemiddeld 10%), evenals de abundantie van dominant positieven + kenmerkende taxa (meestal lager dan 50%; gemiddeld 24%) en het aandeel kenmerkende taxa (gemiddeld 14%).



Afbeelding 4.5 KRW-scores afgeleide maatlat ten opzichte van het aantal gevangen taxa voor M14 en M27 met oeverbescherming waar verlanding (vrijwel) ontbreekt.

#### 4.2.4.3 Afgeleide maatlaten

In analogie aan de hydrologisch veranderde meren kan worden beredeneerd, dat een score van 0,6 of meer op de aangepaste maatlat voor natuurlijke wateren voor M14/M27 (zie paragraaf 4.1.4) in ieder geval kan worden beschouwd als een toestand die goed tot zeer goed (GEP-MEP) is.

Dit komt overeen met een macrofaunabeeld waarbij:

- < 25% van de relatieve abundantie wordt ingenomen door negatief dominante indicatorsoorten (zoals de oligochaet *Limnodrilus*, *Tubifex*, de vedermug *Chironomus*, *Cricotopus gr. sylvestris*, *Dicrotendipes nervosus*, de slak *Valvata piscinalis*) (score 0,2);
- > 50% van de relatieve abundantie betrekking heeft op positieve indicatoren (zoals de driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* en vedermuglarven *Einfeldia*, *Endochironomus albipennis*, *Cladotanytarus*, *Microtendipes*) (score 0,3) én het aantal taxa voor meer dan 5% bestaat uit kenmerkende indicatoren (score 0,1);
- > 25% van de relatieve abundantie betrekking heeft op positieve indicatoren (score 0,2) én het aantal taxa voor meer dan 15% bestaat uit kenmerkende indicatoren (score 0,2).

De verlandingszone ontbreekt, maar een submerse vegetatie mag wel worden verwacht in een morfologisch veranderd ondiep meer. Een submerse vegetatie is echter niet voor alle diergroepen als een substituuat te beschouwen voor verlandingszones. Onderzoek in de Veluwerandmeren (Van den Berg et al., 1997) laat zien dat vooral slakken, dansmuggenlarven en kreeftachtigen reageren op ontwikkeling van watervegetaties in meren. Voor diergroepen als waterwantsen, waterkevers en libellen zijn de overlevingskansen, mede gelet op predatie door vis, veel minder groot in submerse vegetatie dan in een verlandingszone.

Een score > 0,7 lijkt nauwelijks haalbaar voor deze sterk veranderde wateren (zie afbeelding 4.5). Een score van 0,7 is daarom beschouwd als MEP. Als 0,7 beschouwd wordt als MEP dan is de score 0,6 op te vatten als GEP. Dit komt er op neer dat scores behaald moeten worden van:

- minder dan 25% van de relatieve abundantie van dominant negatieve indicatoren,
- meer dan 5% van de positieve indicatoren en een aandeel van het aantal kenmerkende taxa > 15% of
- indien het aantal kenmerkende taxa tussen 5 en 15% ligt een compensatie door aantallen van positieve indicatoren > 25%.

Bij een score lager dan 0,6 ontstaan ongewenste toestanden. Dit blijkt bijvoorbeeld bij toetsing van monsters uit het eutrofe tot hypertrofe, beschoeide en peilgereguleerde Alkmaardermeer. De ligging van de onderliggende klassen is zoveel mogelijk overeenkomstig de ligging van de betreffende klassen op de natuurlijke maatlat. De ondergrens van matig komt dan op 0,5 en de ondergrens van ontoereikend blijft net als bij de natuurlijke wateren op 0,3.

Voor diepe wateren van het type M20 zie paragraaf 4.1.4.

#### **4.2.5 VISSSEN**

De effecten van tegennatuurlijk peilbeheer en oeeverdediging op de visstand worden vertaald via het effect op de oeevervegetatie. De methode om via de vegetatie de visstand af te leiden is beschreven in paragraaf 4.1.5.

concept



### **4.3 GEDEMPTE PEILBEHEER**

#### **4.3.1 HYDROMORFOLOGIE EN FYSISCHE-CHEMIE**

Bij deze ingreep wordt een natuurlijke peilfluctuatie (in de winter hoger dan in de zomer) toegestaan, maar binnen zekere grenzen.

De hydromorfologische ingreep heeft de volgende kenmerken:

- het peil schommelt tussen twee hoogten die maximaal 20 cm verschillen.
- het peil wordt in de winter gehandhaafd rond het bovenste peil en wordt gemiddeld niet vaker dan 1 x per jaar overschreden met meer dan 10 cm.
- het peil wordt in de zomer rond het onderste peil gehandhaafd en zakt niet langer dan 1 maand daaronder en niet meer dan 1 dag per jaar meer 20 cm.
- het zomerpeil geldt van 1 mei tot 30 september

Als variant wordt besproken :

- ongeveer de helft (50% van de oeverlengte) kent de een of de andere vorm van oververdediging

In de referentiesituatie is bij meren met zoet water (M14, M20, M27) sprake van een hoog peil in de winter en een laag peil in de zomer, met een verschil van ca 0,5-1 m, en een inundatiezone met flauw oplopende oevers. Bij een gedempt peilbeheer is, ten opzichte van de referentiesituatie, sprake van een afgenomen peildynamiek. Dit leidt tot een aantal veranderingen:

- de inundatiezone is smaller waar oeververdediging ontbreekt
- de inundatiezone ontbreekt grotendeels waar oeververdediging aanwezig is
- er vallen 's zomers beperktere delen van de oever droog
- de waterdiepte is 's zomers groter en 's winters kleiner
- in sommige gevallen zal enige aanvoer van water van elders nodig zijn om het zomerpeil in stand te houden.

#### **4.3.2 FYTOPLANKTON**

##### **4.3.2.1 Effecten van de ingreep**

Een gedempt peilbeheer (natuurlijk, maar gereguleerd op een amplitude van 20 cm) leidt ten opzichte van de natuurlijke referentie, in de meeste gevallen tot een reductie van het oppervlakte-aandeel van oevervegetatie en omliggende moerasgebieden. Immers, in de natuurlijke referentie kan het verschil tussen zomer- en winterpeil ruim 100 cm bedragen, met een omvangrijke inundatie van omliggende landen in de winter en tientallen meters droogvallende oever in de zomer. Ook hierbij zullen natuurlijke processen van slibverwijdering, zoals beschreven in paragraaf 4.1, geen rol meer kunnen spelen; alleen in de oevervegetatie zal enige slibretentie kunnen plaatsvinden. In de voor slibopwerveling gevoelige, ondiepe meren van de typen M14 en M27, is de instandhouding of het herstel van ondergedoken vegetaties cruciaal. Gaande vanuit de beïnvloede toestand zonder waterplanten (geëutrofiëerd en met onnatuurlijk peil) speelt ook hier de vraag of de verwijdering van Brasem voldoende is om windgeïnduceerde opwerveling te stoppen.

De aanwezigheid van oeververdediging leidt vermoedelijk niet tot extra effecten op het fytoplankton. In vergelijking met de toestand zonder oeverbeschoeiing kan het bedekkingspercentage van de oevervegetatie lager zijn, waardoor nog minder slibretentie optreedt in de oeverzone. Hiertegenover staat de afwezigheid van oeverafslag als aanvoerbron van slib in het systeem.

De verwachte effecten voor de maatlat zijn voor de onderscheiden typen gelijk aan die beschreven in paragraaf 4.1, dus met de mogelijkheid van een Goede Ecologische Toestand voor diepe meren (M20) en ondiepe meren (M14 en M27) zonder slibprobleem en een alternatieve minder goede toestand voor ondiepe meren met een slibprobleem.

#### 4.3.2.2 Data-analyse

Zoals beschreven onder paragraaf 4.1.2. Er zijn geen Nederlandse datasets waarmee het effect van gedempt peil in situaties met een lage trofiegraad onderzocht kan worden.

#### 4.3.2.3 Afgeleide maatlatten

De bestaande maatlatten voor de natuurlijke typen kunnen worden overgenomen (zie paragraaf 4.1.2).

### 4.3.3 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS

#### 4.3.3.1 Effecten van de ingreep

##### Waterplanten

In paragraaf 4.1.3 zijn de effecten van een tegennatuurlijk peilbeheer op waterplanten beschreven. In deze paragraaf is aangetoond dat een hoger zomerpeil en daardoor een grotere waterdiepte geen belemmering hoeft te vormen voor de groei van submerse waterplanten, mits nutriëntengehalten laag zijn, daardoor doorzichten hoog en chlorophyl-gehalten laag. Het begroeibare oppervlak aan submerse waterplanten kan onder invloed van een tegennatuurlijk peilbeheer verschuiven, maar dit heeft voor de abundanties aan submerse waterplanten binnen dit begroeibare oppervlak geen consequenties. De effecten van een verminderde retentie in de oeverzone kunnen niet worden gekwantificeerd, maar worden ingeschat beperkt te zijn, omdat grote oppervlakten oeverzone nodig om enig berekenbaar effect te geven. Er werd geconcludeerd dat het effect van de ingreep niet zo groot zal zijn dat het GET voor het meest gelijkende natuurlijke type niet gehaald kan worden. Dit betekent, dat niet wordt overgegaan tot aanpassing van de maatlatten voor het MEP en GEP.

Bij een gedempt peilbeheer zijn de verschillen met de referentiesituatie nog kleiner dan bij een tegennatuurlijk peilbeheer. Er is sprake van een 's zomers lagere waterstand dan 's winters, waarbij echter de peildynamiek niet zo groot is als in de referentiesituatie. Aangezien een tegennatuurlijk peilbeheer geen aanleiding geeft om de maatlatten voor MEP en GEP aan te passen, geeft een gedempt peilbeheer daar zeker geen aanleiding toe.

De effecten van 50 % oeververdediging op submerse waterplanten komen indirect tot uiting via de verminderde retentie van nutriënten in de oeverzone. In paragraaf 4.1.3 zijn de effecten van een verminderde inundatiezone op waterplanten beschreven. In deze paragraaf wordt geconcludeerd dat kwantificering van de nutriëntenretentie onder een gegeven peildynamiek niet mogelijk is met de huidige wetenschappelijke kennis. Modelberekeningen hebben wel aangetoond dat er sprake moet zijn van een relatief grote oeverzone (oeverzone : wateroppervlak = 1 : 1) om een berekenbaar effect te geven. De zuiverende werking neemt bij een tegennatuurlijk peilbeheer in combinatie met 50 % oeververdediging nog verder af dan bij een tegennatuurlijk peilbeheer alleen. De effecten op de submerse waterplanten worden ingeschat beperkt te zijn.

##### Oeverplanten

Door een gemiddeld 20 cm lager zomerpeil mag verwacht worden, dat de delen van een meer die 's winters maximaal 20 cm diep zijn in de loop van de zomer droogvallen. In die zone kan zich een dichte oevervegetatie ontwikkelen, waardoor het begroeibaar areaal groter is dan bij tegennatuurlijk peilbeheer of bij een vast peilbeheer. Wel zal het begroeibaar areaal nog aanmerkelijk kleiner zijn dan in de referentiesituatie.

In dit geval is het begroeibaar areaal:

$$O = A_{\text{hoog}} - A_{\text{laag}} + A_{\text{rand}}$$

waarbij:

O = begroeibaar areaal

A<sub>hoog</sub> = hoogwatergrens

A<sub>laag</sub> = laagwatergrens (20 cm lager dan hoogwatergrens)

A<sub>rand</sub> = zone waarin vegetatieve uitbreiding plaatsvindt

Naar verwachting zal het droogvallende gedeelte dicht begroeid zijn met helofyten. Het is ook te verwachten is, dat de zone met vegetatieve uitgroei (A<sub>rand</sub>) vaak duidelijk groter zal zijn dan de

droogvallende zone. Omdat die zone met vegetatieve uitgroei minder dicht begroeid zal zijn, vooral richting open water, wordt ook hier gewerkt met de aangepaste maatlat voor bedekking oevervegetatie zoals beschreven in paragraaf 4.1. Rekening houdend met de extra zone die begroeid zal zijn (het 's zomers droogvallende gedeelte), kan verder worden gewerkt met de toepassing van de maatlat zoals beschreven in paragraaf 4.1.

Bij een harde oeververdediging in combinatie met een steile oever is geen oevervegetatie te verwachten, ook niet bij een gedempt peilbeheer. Bij een natuurvriendelijke oeververdediging kan rekening worden gehouden met de mogelijkheid, dat zich een smalle gordel met oevervegetatie ontwikkelt.

#### **Fytobenthos**

In zoete meren zijn de belangrijkste milieufactoren voor het fytobenthos de zuurgraad, mate van voedselrijkdom, de zuurstofhuishouding, de mate van droogvallen in de zomer en de expositie aan golfslag. Voor het fytobenthos is gekozen om zoveel mogelijk de op rietstengels voorkomende soorten te bemonsteren in de periode april-juni, die op het tijdstip van bemonstering enkele decimeters onder de waterlijn voorkomen en in de weken daarvoor ook al onder water hebben gestaan. Ook langs verharde oevers komen vaak nog rietstengels voor. Na opzetten van het peil in het vroege voorjaar zullen de van nature aanwezige, dan wel uitgezette rietstengels al binnen enkele weken zijn gekoloniseerd door de algen. Door de bemonsteringsmethode zal de aanwezige verticale zonering dus worden gemist. Effecten op de samenstelling van het fytobenthos op riet zijn niet te verwachten. Indien riet afwezig is zal het oeververhardingsmateriaal (vaak steen) worden bemonsterd. Het aangroei van deze stenen is wel direct geëxponeren aan de peilwisselingen en wordt hier mogelijk door beïnvloed. Het effect hiervan is onbekend.

#### **4.3.3.2 Data-analyse**

Er zijn geen data beschikbaar van meren met gedempt peilbeheer.

#### **4.3.3.3 Afgeleide maatlaten**

##### **Waterplanten**

Er is geen reden om de deelmaatlaten aan te passen.

##### **Oeverplanten**

De afgeleide deelmaatlaten zoals beschreven in paragraaf 4.1.3 geldt ook hier.

Bij een harde oeververdediging in combinatie met een steile oever is geen oevervegetatie te verwachten.

Bij een natuurvriendelijke oeververdediging kan rekening worden gehouden met de mogelijkheid, dat zich een smalle gordel met oevervegetatie ontwikkelt. Rekening houdend met de extra zone die begroeid zal zijn (het 's zomers droogvallende gedeelte), kan verder worden gewerkt met de toepassing van de maatlat zoals beschreven in paragraaf 4.1.3.

##### **Fytobenthos**

De bestaande deelmaatlaten kunnen worden overgenomen.

#### **4.3.4 MACROFAUNA**

##### **4.3.4.1 Effecten van de ingreep**

Voor macrofauna is voor gedempt peilbeheer weinig verschil in effect te verwachten in vergelijking met een tegennatuurlijk peilbeheer. Beide varianten voor peilbeheer verschillen van de natuurlijke situatie door het vrijwel ontbreken van de voor verschillende soorten macrofauna belangrijke vloedzone. Anderzijds kunnen in beide varianten verlandingszones aanwezig zijn op luwe plaatsen. Bemonstering zal zich juist op die plekken richten. Het verschil tussen de beide peilvarianten is voor macrofauna daarom, mede gezien de beperkte beschikbaarheid van gegevens aangaande vloedzones, niet goed aan te geven.

##### **4.3.4.2 Data-analyse**

De data-analyse voor peilbeheer is reeds besproken in paragraaf 4.1.4 bij tegennatuurlijk peilbeheer.

#### **4.3.4.3 Afgeleide maatlatten**

Voor gedempt peilbeheer in meren dient voor macrofauna dezelfde maatlat en het bijbehorende MEP/GEP te worden gebruikt als voor tegennatuurlijk peilbeheer (paragraaf 4.1.4).

#### **4.3.5 VISSSEN**

De effecten van tegennatuurlijk peilbeheer en oeververdediging op de visstand worden vertaald via het effect op de oevervegetatie. De methoden om via de vegetatie de visstand af te leiden is beschreven in paragraaf 4.1.4.

concept

## 4.4 AANVULLENDE MAATREGELEN

### 4.4.1 I HAVE A DREAM ...



Wat is nu samengevat haalbaar voor meren met een onnatuurlijk peil en gedeeltelijke oeververdediging? Samenvattend uit de voorgaande paragrafen kan worden opgemaakt dat het om heldere plassen gaat. Enige tientallen procenten waterplanten zijn mogelijk in ondiepe systemen en brasem maakt hooguit een derde van de visbiomassa uit. In diepere meren zijn er minder waterplanten en is er minder brasem. Het areaal oeverplanten verschilt van natuurlijke systemen. Herstelmaatregelen zijn vooral effectief als ook iets aan het waterpeil kan worden gedaan. De nutriëntenconcentratie ligt iets beneden de huidige MTR. De biologische toestand lijkt echter ook haalbaar bij iets hogere waarden en aanvullend visbeheer.

En mochten in bepaalde waterlichamen toch nog aanvullende mitigerende maatregelen nodig zijn om dit te bereiken dan wordt hieronder een aantal mogelijkheden gegeven, geredeneerd vanuit biologisch kwaliteitselementen waarin eventueel is te sturen.

### 4.4.2 WATERPLANTEN

Door de inrichting van ondiepe, 's zomers droogvallende zones in meren, kan gestuurd worden in het oppervlak van de begroeibare zone voor ondergedoken waterplanten (Coops et al., 2004). Inrichtingsmaatregelen zoals aanleg van ondiepe zones kunnen bijdragen aan de retentie van nutriënten in het systeem en daarmee aan een lagere interne fosfaatconcentratie bij eenzelfde fosfaatbelasting. Dergelijke inrichtingsmaatregelen kunnen worden afgewogen tegen emissiereducerende maatregelen in het stroomgebied, veranderingen in peilbeheer (indien mogelijk) en andere beheersmaatregelen (Coops et al., 2004).

Door maatregelen als baggeren en visstandbeheer uit te voeren kunnen meren bij eenzelfde belasting in nutriënten van een troebele toestand in een heldere toestand geraken en daarmee een uitgebreide ondergedoken begroeiing ontwikkelen. Dergelijke maatregelen kunnen duurzaam zijn als ze worden genomen in meren, die een nutriëntenbelasting kennen die lager is dan een kritische drempelwaarde (Scheffer, 1998). Wanneer de belasting in nutriënten hoger is dan moeten de maatregelen regelmatig worden herhaald.

### 4.4.3 OEVERPLANTEN

De belangrijkste sturende factoren voor de oevervegetatie in een meer zijn de oevermorfologie (vooral: oeverhelling) en de peildynamiek. In het hier beschreven voorbeeld van meren met vast / tegennatuurlijk peilbeheer is peildynamiek beschouwd als een onomkeerbare hydromorfologische ingreep. In eerste instantie kan worden bekeken of het peilbeheer gedeeltelijk natuurlijk te maken is. Eventueel kunnen mitigerende maatregelen ook bestaan uit het verondiepen van vooroevers, al dan niet in combinatie met riet-aanplant. Met het oog op een duurzaam effect wordt geadviseerd de aandacht vooral te richten op de speelruimte in het peilbeheer.

In met name grotere meren kan de mate van golfwerking van grote invloed zijn op de oevervegetatie. Een sterke golfbelasting kan leiden tot verdwijnen van de oevervegetatie en erosie van de oevers. De golfwerking op de oever is goed te sturen door de aanleg van natuurvriendelijke oeverbescherming. Dat kan door vooroeverdammen of drijfbalken, maar ook door verondieping van vooroevers en/of rietaanplant (zie CUR 1999 voor een uitgebreid overzicht).

Als beheersmaatregel is het van belang om er voor te zorgen, dat geen begrazing door vee vanaf de oever plaatsvindt en dat verruiging en verbossing wordt tegengegaan door periodieke verwijdering van biomassa bij ophoping van organisch strooisel in de rietkraag.

#### 4.4.4 FYTOPLANKTON

Maatregelen om de effecten te verminderen zijn gericht op de reductie van het slibgehalte in de waterkolom. Goede resultaten zijn behaald met visstandsbeheer, mits de nutriëntenbelasting voldoende laag is. Andere maatregelen kunnen bestaan uit intensief baggeren en de aanleg van slibvangen. Deze maatregelen kunnen gecombineerd worden met een herinrichting van de oeverzone en de aanleg van ondiepe kommen en zijplasjes in de oeverzone als paaigebied.

Een aanvullende maatregel in een situatie waar oeververdediging onvermijdelijk is, is de aanleg van min of meer open vooroeververdedigingen (Coops 2002). In de beschutting van deze verdediging kan zich een water- en oevervegetatie ontwikkelen, waardoor deze beschutte gebieden een functie kunnen vervullen als paai- en opgroeigebied voor vis.

Instelling van een meer natuurlijk peil zal in het algemeen gepaard moeten gaan met een herprofilering (afvlakken) van het oeventalud, om groei van oevervegetatie mogelijk te maken. Eventueel kunnen ondiepere zijplasjes worden aangelegd als paai- en opgroeigebied voor vis. Het peilverschil zal in veel gevallen te weinig blijken om oeverafslag tegen te gaan. In deze gevallen is een min of meer open vooroeververdediging een goede oplossing.

#### 4.4.5 MACROFAUNA

Maatregelen die de waterbeheerder kan nemen om het GEP te halen wanneer het meer naast een gereguleerd peil in natuurlijke staat is, zijn vooral gericht op het in stand houden of ontwikkelen van een brede oever- en verlandingzone. Hierbij moet afkalving van de oever als gevolg van golfslag (door scheepvaart en wind) zoveel mogelijk worden vermeden. Door middel van een beperkt natuurlijk peil (in de zomer iets lager, bijvoorbeeld 40 cm dan in de winter) kan oeverafslag worden verminderd. In de huidige situatie met een vast of tegennatuurlijk peil (in de zomer hoger dan in de winter) wordt de oever steeds op dezelfde plaats door golven belast met verhoogde afkalving en oprollen van vegetatie als gevolg. De strook die dan in de zomer weer droogvalt, is bevorderlijk voor de ontwikkeling van oeverplanten. Het aanbrengen van natuurvriendelijke oevers biedt daarnaast veel meer mogelijkheden voor vegetatieontwikkeling en daarmee ook voor kenmerkende macrofaunasoorten in deze wateren. De waterkwaliteit in veel meren is op dit moment erg slecht wat vaak te maken heeft met het reguleren van het peil door middel van inlaat van gebiedsvreemd water in de zomer (vaak Rijnwater). Dit water is meestal van een andere samenstelling (hogere alkaliniteit en trofie) en daardoor leidt inlaat ervan in veel gevallen tot (interne) eutrofiering. Bij het terugbrengen van een beperkt natuurlijk peil kan de inlaat van dit water (en daarmee dus de eutrofiering) worden verminderd. Verder moet het onderhoud van de oever zo veel mogelijk worden beperkt zodat een gevarieerde oever- en verlandingzone kan ontwikkelen.

#### 4.4.6 VISSSEN

Mitigerende en compenserende maatregelen die het effect van peilbeheer en oeververdediging (deels) kunnen opheffen zijn de aanleg van natuurvriendelijke oevers en vloedmoerassen. Een andere in potentie kansrijke maatregel is het periodiek droogzetten van een substantieel deel van het meer door een peilverlaging in de zomer. Hierdoor kan kieming van emergente vegetatie (riet) plaatsvinden waardoor zich een brede zone van emergenten kan ontwikkelen (daarnaast kunnen allerlei processen als oxidatie van ijzer- en zwavelverbindingen optreden die een positief effect hebben op de waterkwaliteit). Mogelijk dat het eens in de 10 jaar deels droogzetten van en meer reeds een substantieel effect heeft op het ecologisch functioneren.

Het effect van deze mitigerende maatregelen is afhankelijk van het areaal voor vis geschikt (paai- en opgroei) habitat dat kan worden gerealiseerd. In principe kan het effect a-priori worden ingeschat door middel van toepassing van de gevonden relaties tussen emergenten, submerse vegetatie en vis.

## 5 BRAKKE WATEREN

In dit document worden beschrijvingen en afgeleide maatlatten gegeven voor de beoordeling van een combinatie van de meest voorkomende hydromorfologische ingrepen in waterlichamen van het type:

- Zwak brakke wateren (M30)

Dit type wordt gekenmerkt door een chloridegehalte tussen 0,3 en 3,0 gCL/l, maar de zoutconcentratie kan ook sterk wisselen. In dit gebied liggen de tolerantiegrenzen voor grote groepen organismen in alle biologische kwaliteitselementen. Wateren van dit type komen vooral voor in de zeekleigebieden en de duinen, maar lokaal ook in het laagveengebied. De vormen en dimensies zijn zeer verschillend: kreekrestanten, inlagen, poelen, wielen, plassen, sloten, kanalen, jonge duinplassen en incidenteel ook door getijdenwater overspoelde dobben en plassen op kwelders (Van der Molen, 2004b, Siebelink, 2005).

De hydromorfologische ingreep die wordt beschreven voor dit watertype is die welke zich in de praktijk het meest voordoet en wordt aangeduid met:

- Peilbeheer

Deze hydromorfologische ingreep is in feite een combinatie van ingrepen die nodig zijn voor het hedendaagse peilbeheer, dat gekenmerkt wordt door een zo stabiel mogelijk (vast of tegennatuurlijk) peil. Het omvat ook oeververdediging (beschoeiing, betuining, verharding) dat vrijwel altijd wordt toegepast en ook de isolatie van zoute wateren (ingrepen in connectiviteit), doorstroming met zoet(er) water en toename van de zoute kwel (door peilverlaging met verlegging van grondwaterstromen als gevolg).



*Een volledig vergraven vroegere slenk ten behoeve van peilbeheer (boven, bij Gemaal Dreischor) en een oude, doch afgesloten slenk in zijn originele vorm (onder, Bruintjeskreek). foto's: R. Brand.*

### **Oeververdediging**

Stabilisatie van het peil betekent ook dat de zone met oevervegetatie vooral aan de loefzijde van het water smal wordt omdat de oeveraanval en erosie onder invloed van golfslag en wind zich op een min of meer constante plaats concentreert. Dit geeft aanleiding tot lagunevorming en daarom in grote wateren tot vooroeververdediging om 'oprollen' van oevervegetatie te voorkomen. Om de oever te beschermen wordt deze vaak verdedigd door bijvoorbeeld beschoeiing, betuining, stortsteen etc.

### **Verzoeting**

Aanvoer van zoet water is een lokale actieve ingreep ten behoeve van het peilbeheer of voor het voorzien van de landbouw van zoet water. De hierboven genoemde doorstroming is gewoon het zoete(re) water uit het zoete stroom opwaartse gebied en regenwater vanuit de drains/landbouwpercelen. Eigenlijk is dit een natuurlijk fenomeen, maar door de huidige inrichting van het land zijn de schommelingen in chloridegehalte wel veel groter dan onder natuurlijke omstandigheden verwacht mag worden. Het gaat dus om twee verschillende zaken. In Zeeland speelt eigenlijk alleen doorvoer een rol van betekenis.

Niet overal vind verzoeting plaats. Er zijn ook plaatsen waar lokaal juist verzilting plaatsheeft door versterking van lokale kwel ten gevolge van een netto verlaging van het gemiddelde waterpeil. Veelal wordt dit bestreden met aanvoer van zoet water zoals hierboven is aangegeven, maar soms lukt dat (lokaal) niet of maar ten dele.

N.B. In Zeeland is geen mogelijkheid van aanvoer van zoet water voor landbouw of peilbeheer (uitzondering een poldertje in het gebied van waterschap Zeeuwse Eilanden, waar speciaal voor de landbouw zoet water vanuit het Volkerak-Zoommeer wordt aangevoerd, mits er niet teveel blauwalg is). De genoemde schommelingen in het chloridegehalte vindt in Zeeland wel plaats, maar wordt veroorzaakt door de versnelde afvoer van regenwater en de huidige inrichting van het land.

concept



## 5.1 PEILBEHEER

### 5.1.1 HYDROMORFOLOGIE EN FYSISCHE-CHEMIE

De hydromorfologische ingreep die hier wordt bedoeld heeft de volgende kenmerken:

- het waterpeil wordt in het waterlichaam zo constant mogelijk gehouden, daarbij veelal in de winterperiode op een lager peil dan in de zomer (tegennatuurlijk peil)
- in tijden van neerslagoverschot wordt water door het waterlichaam naar zee afgevoerd
- in tijden van neerslagtekort wordt water uit andere waterlichamen met een lager chloridegehalte aangevoerd en/of stroomt grondwater toe met een hoger chloridegehalte
- als onlosmakelijk gevolg daarvan komen de nutriëntengehalten in de zomer gedurende minstens een maand boven 0,25 mgP/l en 2,0 mgN/l
- het waterlichaam is afgeschermd voor invloeden uit de nabijgelegen overgangs- en kustwatertypen door afdamming, nog slechts verbonden door sluizen die slechts het spuien van water uit het waterlichaam mogelijk maken en het landschap waarin het waterlichaam ligt is met dijken beschermd tegen periodieke inundatie.

Met het aangevoerde of doorgevoerde water verandert de macro-ionensamenstelling. De chloride-concentratie neemt daarbij af. Het fosfaat- en totaal-stikstofgehalte zal door het aangevoerde/doorgevoerde zoetere water kunnen veranderen, zowel dalen als stijgen.

Lokaal kan door (fossiele) mariene kwel echter ook het chloridegehalte toenemen, en dat gaat dan (eveneens) gepaard met een toename van het sulfaat-, fosfaat- en stikstofgehalte (vooral ammonium).

Door het peilbeheer verdwijnt ook de vloedzone ofwel de vloedvlakte onder invloed van peildynamiek.

Oeverbescherming zoals beschoeiing, betuining en stortsteen vermindert de structuurvariatie en mogelijkheden voor vestiging, schuilen en overleven voor macrofaunasoorten die afhankelijk zijn van oevervegetatie. Soorten van harde substraten kunnen juist worden bevoordeeld door de aanwezigheid van een oeververdediging.

Verzoeting wordt met name veroorzaakt door de aanvoer van zoetwater voor het peilbeheer en voor de landbouw. De verschillen die daarbij optreden overtreffen vaak de 1000 mg Cl/l. Ook de verdere chemische samenstelling van het aangevoerde water is vaak anders. Meestal is het nutriëntengehalte van het aangevoerde water hoger.

Door de aanvoer van zoet gebiedsvreemd water raken de brakke gebieden steeds meer van elkaar geïsoleerd.

### 5.1.2 FYTOPLANKTON

#### 5.1.2.1 Effecten van de ingreep

Peilbeheer heeft hoofdzakelijk een indirect effect op fytoplankton. Dit wordt vooral bepaald door de relatie tussen peilbeheer en waterplanten en slechts in mindere mate door het verband tussen peilbeheer en het oppervlak aan oevervegetatie. Een vast peil zal niet of nauwelijks invloed hebben op de bedekking van waterplanten. Analooq aan de situatie in meren van de typen M14 en M27 zal voor fytoplankton de Goede Ecologische Toestand van het type M30 haalbaar zijn, wanneer de bedekking van ondergedoken waterplanten 30% is of meer. Lage chlorofylgehalten komen binnen dit type ook voor in wateren met geen of slechts weinig waterplanten. In de beperkte dataset die verzameld is zijn echter geen gehalten hoger dan 60 µg/l gevonden (de grens tussen Goed en Matig), bij bedekkingspercentages hoger dan 20% (afbeelding 5.1). Dit betekent dat de maatlaten geen aanpassing behoeven.

Onder het natuurlijke type M30 gaan sterk uiteenlopende wateren schuil, variërend van ondiepe, jonge duinplassen en kwelderpoelen tot kreekrestanten, brakke sloten en brakke zandgaten. Opvallend bij een aantal wateren, met name die met hogere chloridegehalten, is het hoge gehalte aan P totaal ten opzichte van N totaal. Hierdoor is de N:P-verhouding veel lager dan gebruikelijk in zoete wateren en wordt de primaire productie niet door fosfaat, maar door stikstof gestuurd. Door deze verscheidenheid is het niet mogelijk om een algemene relatie af te leiden tussen het percentage waterplantenbedekking en de Chla:P-verhouding, zoals gedaan voor de zoete wateren. Groter zoöplankton (met name *Daphnia magna*) kan zorgen voor

fytoplanktonarm, helder water (voorbeeld Binnenschelde tot en met 1996), maar wordt in veel zwak brakke plassen sterk gepreedeerd door de aasgarnaal.

#### wateraanvoer

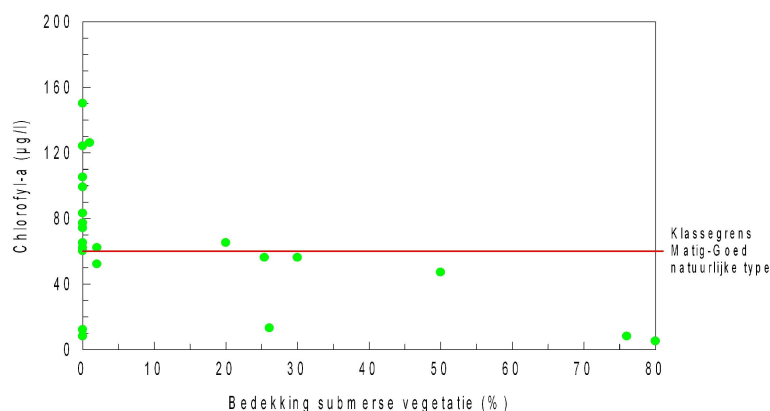
De effecten op het fytoplankton zijn afhankelijk van de ontwikkeling in de bedekking van waterplanten. Los hiervan zal verzoeting kunnen leiden tot een afname van het Ptotaal-gehalte, maar een toename van de N:P-verhouding, en verzilting tot een toename van het Ptotaal-gehalte en een afname van de N:P-verhouding. Wanneer de fytoplanktongroei gestuurd wordt door stikstof hoeft wateraanvoer in welke hoedanigheid dan ook, niet te leiden tot een toename in het chlorofyl-a-gehalte. Is fosfaat sturend (wateren met relatief weinig zee-invloed) dan zou verzilting gepaard kunnen gaan met een toename van het chlorofyl-a-gehalte. Deze toename is echter al verdisconteerd in de hogere klassengrens tussen Goed en Matig in M30, vergeleken met, bijvoorbeeld M14: 60 versus 30 µg/l. Er is daarom geen reden om de maatlat voor deze ingreep aan te passen.

#### tegnatuurlijk peil

De effecten op het fytoplankton zijn afhankelijk van de ontwikkeling in de bedekking van waterplanten. Verondersteld wordt dat peilopzet weinig invloed heeft op waterplanten (zie elders in dit hoofdstuk). Er is voornamelijk dan ook geen reden om de maatlat voor deze ingreep aan te passen.

### 5.1.2.2 Data-analyse

De zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalten gepresenteerd in afbeelding 5.1 zijn gebaseerd op meetgegevens van Nederlandse wateren. Deze gegevens zijn ontleend aan (zwak) brakke wateren waarop in de meeste gevallen een vast peil met wateraanvoer (zoet of zout) van toepassing is.



Afbeelding 5.1 Zomergemiddelde Chla-gehalte in sterk veranderde of kunstmatige wateren van het type M30, in relatie tot de bedekking van ondergedoken watervegetatie.

### 5.1.2.3 Afgeleide maatlaten

#### Abundantie: Chlorofyl-a

Ondanks het bestaan van mogelijke effecten van peilbeheer op het fytoplankton, is op grond van de geringe grootte van deze effecten geen aanpassing nodig van de chlorofyl-a-maatlat voor de natuurlijke typen. Alleen in uitzonderingsgevallen, waar het aannemelijk is dat het door hydromorfologische ingrepen niet mogelijk is om de doelstelling voor ondergedoken waterplanten te halen, is het mogelijk om de chlorofylmaatlat aan te passen. Voor deze mogelijke uitzonderingsgevallen kan de nieuwe grens voor de chlorofylmaatlat worden berekend uit de nieuwe klassengrenzen voor ondergedoken macrofyten voor het betreffende sterk veranderde water.

#### Soortensamenstelling: negatieve maatlat

De bestaande maatlat voor het natuurlijke type kan worden overgenomen.

**Soortensamenstelling: positieve maatlat**

Is niet van toepassing voor het type M30.

**5.1.3 WATERPLANTEN EN FYTOBENTHOS**

**5.1.3.1 Effecten van de ingreep**

**Water en oeverplanten**

De effecten van een vast peil op waterplantenvegetaties komen

- a. direct tot uiting in de abundantie van de waterplantenvegetaties in deze ondiepe wateren
- b. indirect tot uiting via de stuurfactor doorzicht
- c. indirect tot uiting via de verminderde retentie van nutriënten in de oeverzone.

Ad a. De licht brakke wateren van type M30 zijn over het algemeen ondiep en vallen 's zomers deels droog. Een hoog zomerpeil betekent dat de waterdiepte 's zomers groter wordt. Hierdoor kan het potentiële areaal aan submerse waterplanten veranderen, omdat submerse waterplanten niet meer over het gehele waterlichaam kunnen voorkomen. In ondiepe brakke wateren is het effect van een hoog zomerpeil waarschijnlijk beperkt, tenminste als de helderheid van de waterkolom geen beperkende factor vormt voor de groei van ondergedoken waterplanten bij een grotere waterdiepte. Dit is echter afhankelijk van het doorzicht, welke bepaald wordt door het chlorophyll-a gehalte en de achtergrondstroebelings. Het chlorophyll-a gehalte wordt gestuurd door de belasting met nutriënten (in deze wateren vooral stikstof, omdat dit hier het beperkende nutriënt is). Bij lage doorzichten zullen kritische soorten zoals verschillende Chara-soorten het eerste verdwijnen. Concluderend kan gesteld worden, dat het begroeibare oppervlak aan submerse waterplanten onder invloed van een vast peil kan verschuiven, maar dat dit voor de abundanties aan submerse waterplanten binnen dit begroeibare oppervlak geen consequenties heeft onder omstandigheden waarin stikstof limiterend is.

Ad b. De factor doorzicht wordt vooral gestuurd door achtergrondstroebelings en mate van algengroei, die vooral een relatie vertonen met nutriëntenbeschikbaarheid.

Ad c. Een sterk verminderd areaal aan oeverplanten zal in wateren waarin de oeverzone groot is in verhouding tot het watercompartiment (1:1) gevolgen hebben voor de nutriëntenretentie. Modelberekeningen hebben dit aangetoond (Janse et al., 2001). Voorwaarden waren wèl een matige nutriëntenbelasting en voldoende uitwisseling tussen oeverzone en watercompartiment. Echter, kwantificering van de nutriëntenretentie onder een gegeven peildynamiek is met de huidige wetenschappelijke kennis niet mogelijk (Coops et al., 2004). Nader onderzoek daaraan is gaande. Daarom kan het effect van een verminderd areaal aan oeverplanten op de nutriëntenretentie niet worden gekwantificeerd.

Een vast peil heeft grote gevolgen voor de oevervegetatie. De oevervegetatie, waarin soorten als Ruwe bies (*Schoenoplectus tabernaemontani*) en Heen (*Schoenoplectus martimus*) karakteristiek zijn, kan zich niet goed ontwikkelen onder omstandigheden waarin geen delen van het water droogvallen (Vermaat, 2002). Verschillende soorten helofyten zijn voor hun kieming en voor hun vegetatieve uitbreiding afhankelijk van drooggevallen of ondiepe oevers. Bij een min of meer constant peil zijn de peilfluctuaties klein. Hierdoor ontbreekt de inundatiezone vrijwel en is er vrijwel geen ruimte voor ontwikkeling van helofyten. Een gevolg van het ontbreken van peildynamiek is de concentratie van de golfwerking op een smalle zone, hetgeen leidt tot aantasting van helofytenbegroeiingen en oeverafslag (Coops, 1996; van Duinen et al., 2004). De mate waarin oeverafslag plaatsvindt, is erg afhankelijk van grondsoort, oevervorm en windrichting. Een smallere helofytenzone en een grotere waterdiepte dragen nog extra bij aan erosie van de oever.

In de natuurlijke situatie in M30 wordt ten minste 80 % van het gebied tussen hoog winterpeil en laag zomerpeil (peilfluctuatie 50 cm) ingenomen door helofyten. De begroeibare zone van de referentiesituatie wordt als volgt vastgesteld:

$$O = A_{hoog,ref} - A_{laag,ref} + A_{rand}$$

waarbij:

O = begroeibare zone

A<sub>hoog,ref</sub> = hoogwatergrens in referentiesituatie

A<sub>laag,ref</sub> = laagwatergrens in referentiesituatie

A<sub>rand</sub> = zone waarin vegetatieve uitbreiding plaatsvindt

Bij een vast peil nadert het verschil tussen hoog- en laagwaterpeil tot nul en wordt de begroeibare zone alleen gevormd door de zone waarin vegetatieve uitgroei mogelijk is (= A<sub>rand</sub>). De breedte van deze randzone wordt bepaald door de maximale waterdiepte waarin helofyten kunnen groeien en de maximale afstand die helofyten vanaf de oever het water in kunnen groeien.

Watertype M30 is zeer heterogeen en bestaat uit kreekrestanten, inlagen, poelen en welen, plassen, sloten, kanalen, duinplassen, dobben en kwelderplassen. Deze wateren verschillen zeer in hun morfologie. Bij de behandeling van de zoete meren wordt een onderbouwing gegeven voor de berekening van A<sub>rand</sub>. Daarmee kan deze voor elk afzonderlijk water worden berekend.

### **Fytobenthos**

Een vast peil zal op het fyto­benthos in licht-brakke wateren niet of nauwelijks invloed hebben, daar het zoutgehalte hier voor het fyto­benthos de dominerende rol speelt (Van Dam, 2002).

### **Effecten van wateraanvoer**

Kortstondige verzoeting of verzilting wordt door waterplanten verdragen. Verzoeting in de winter of verzilting in de zomer is minder erg (want natuurlijk). Beïnvloeding zal optreden, als de klassengrenzen langdurig worden overschreden. Dit geldt zowel voor water- als oeverplanten.

De soorten uit het fyto­benthos kunnen zich bij verzilting of verzoeting snel (binnen enkele weken) aanpassen aan de gewijzigde omstandigheden. Dat kan de oorzaak zijn voor het (tijdelijk) verdwijnen van karakteristieke brakwatersoorten.

### **Effecten van tegennatuurlijk peil**

Veel van de veranderingen ten opzichte van de referentiesituatie die voor M30 beschreven zijn gelden voor zowel wateren met een vast peil als met een tegennatuurlijk peil­beheer. Er is bij een tegennatuurlijk geen inundatiezone en er zijn geen 's zomers droogvallende delen. Het verschil met een vast peil is dat bij een tegennatuurlijk peil de waterdiepte 's zomers hoger is.

#### **5.1.3.2 Data-analyse**

Voor het type M30 waren geen gegevens ten aanzien van de water- en oeverplanten voor handen.

Er is een analyse voor fyto­benthos op een drietal locaties met kunstmatige wateren, zie bijlage 7, maar voor het aanpassen van de fyto­benthosmaatlat­ten blijken deze toch niet geschikt.

#### **5.1.3.3 Afgeleide maatlat­ten**

##### **Waterplanten**

Gesteld kan worden dat een gereguleerd peil als factor op zich geen grote negatieve invloed heeft op de abundantie en soortensamenstelling van ondergedoken waterplanten. Alleen in combinatie met nutriëntenbelasting en daardoor optredende algengroei en beperkte helderheid, speelt waterdiepte een grote rol. Een factor van belang zou de verminderde retentie in de oeverzone kunnen zijn op de abundantie aan ondergedoken waterplanten. Dit effect kan met de huidige kennis echter niet worden gekwantificeerd.

##### **Oeverplanten**

Uit paragraaf 5.1.3.2 blijkt dat het effect van de hydromorfologische ingreep vast peil niet zo groot is dat het GET voor het meest gelijkende natuurlijke type niet gehaald kan worden voor de waterplanten. Dit betekent, dat niet wordt overgegaan tot aanpassing van de maatlat­ten voor het MEP en GEP wat betreft waterplanten. De deelmaatlat waterplanten voor het natuurlijke watertype M30 blijft van toepassing. Voor de deelmaatlat oevervegetatie is dit geheel anders. Bij een vast peil wijkt het MEP duidelijk af van de referentie en wordt het GET niet gehaald. Dit betekent dat de maatlat voor de abundantie van de oevervegetatie dient te worden herzien.

Omdat er sprake is van een groot aantal, morfologisch verschillende watertypen binnen M30, wordt voorgesteld om de deelmaatlat abundantie van de oevervegetatie voor M30 identiek te maken aan die van de typen M14, M20 en M27.

Tabel 5.1 Afgeleide deelmaatlat voor bedekking oevervegetatie

	Slecht	Ontoereikend	Matig	Goed
Bedekking oevervegetatie	0-15%	15-30%	30-50%	50-100%

Voor de discussie rond de toepassing van deze deelmaatlat wordt verwezen naar bijlage 6.

### Fytobenthos

De maatlat voor het fyto-benthos behoeft geen aanpassing.

## 5.1.4 MACROFAUNA

### 5.1.4.1 Effecten van de ingreep

Soorten die kenmerkend zijn voor verlandingsmilieus en complete vegetatiezonering (libellen, waterkevers) en voor peildynamiek met vloedvlaktes zullen door het verlies aan voldoende oevervegetatie in veel lagere dichtheden aanwezig zijn of verdwijnen.

De grotendeels verdwenen vloedvlakte is voor macrofauna een belangrijk milieu in het ecosysteem omdat hier in het ondiepe tot zeer ondiepe water sneller opwarming plaats vindt en vispredatie beperkt is.

Beschoeiing, betuining, stortsteen etc. vermindert de structuurvariatie en mogelijkheden voor vestiging, schuilen en overleven voor macrofaunasoorten die afhankelijk zijn van oevervegetatie. Soorten van harde substraten kunnen juist worden bevoordeeld door de aanwezigheid oeververdediging.

Zoetweraanvoer in de zomer heeft een groot effect op de macrofauna. Bij een verschil tussen gebiedswater en het vreemde water van meer dan 1000 mg Cl/l treedt een "ecoschock" op. In het verschil minder, dan zal het effect ook minder zijn.

Door isolatie van de brakke wateren van elkaar wordt de uitwisseling van soorten tussen de resterende brakke milieus steeds moeilijker (Van Beers & Verdonschot, 2000).

### 5.1.4.2 Data-analyse

#### Dataverzameling

De geselecteerde wateren zijn van het type M30 en staan onder invloed van peilbeheer. Als gevolg van dit peilbeheer vindt er minstens een deel van het jaar indien mogelijk aanvoer van (zoet) water plaats. De waterkwaliteit is bij gebrek aan gegevens verder niet meegenomen maar over het algemeen zijn alle onderzochte wateren in meer of mindere mate geëutrofeerd en zijn de oevers verdedigd.

#### Data-analyse

De geselecteerde M30 wateren met peilbeheer uit de Limnodata Neerlandica zijn getoetst met de natuurlijke maatlat en de scores van de beste wateren zijn weergegeven in de onderstaande tabel.

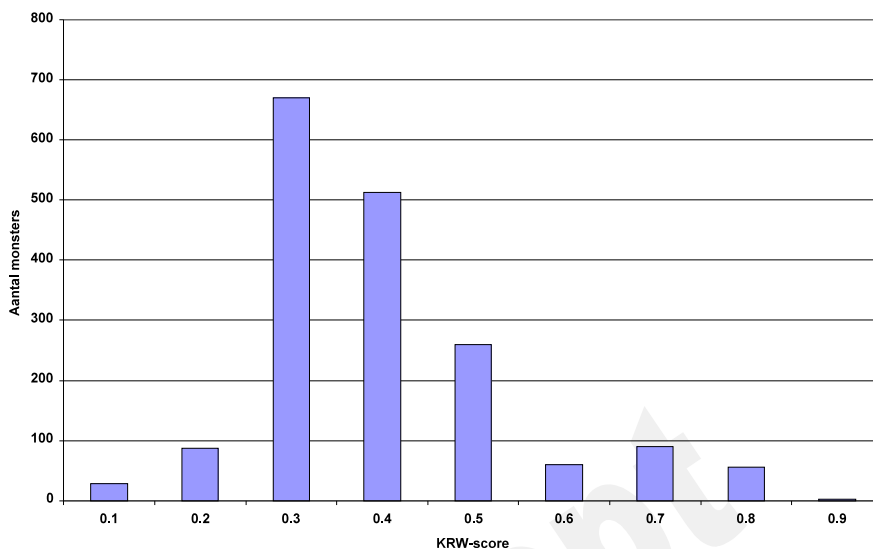
Tabel 5.2 MEP-meetpunten (peilbeheer en meestal oeververdediging).

Meetpunt	Locatie	Jaar	Score	Eco. Status
WZE o40930	Gemaal Veerse watergang Middelburg	2000	0,7	matig
WZE-o40060	Gemaal Boreel	1994-2000	0,7	matig
WZV-o80060	Philippinekanaal	1995	0,7	matig
WZE-o40080	Gemaal Oostwatering	1995-1999	0,6-0,7	matig
WZv-o80080	Isbellakanaal	1990-1996	0,6-0,7	matig

Los van de waterkwaliteit is het mogelijk dat licht brakke wateren met een gereguleerd peil een score van 0,7 kunnen halen (zie tabel 5.2). Slechts op één locatie bleek een score van 0,8 mogelijk. Een MEP van 0,7 en een GEP van 0,6 lijkt voor dit soort wateren voor de macrofauna haalbaar. Het blijkt echter niet zo, dat

de score op deze locaties altijd hetzelfde is. Per seizoen of jaar kunnen de scores van één locatie verschillen.

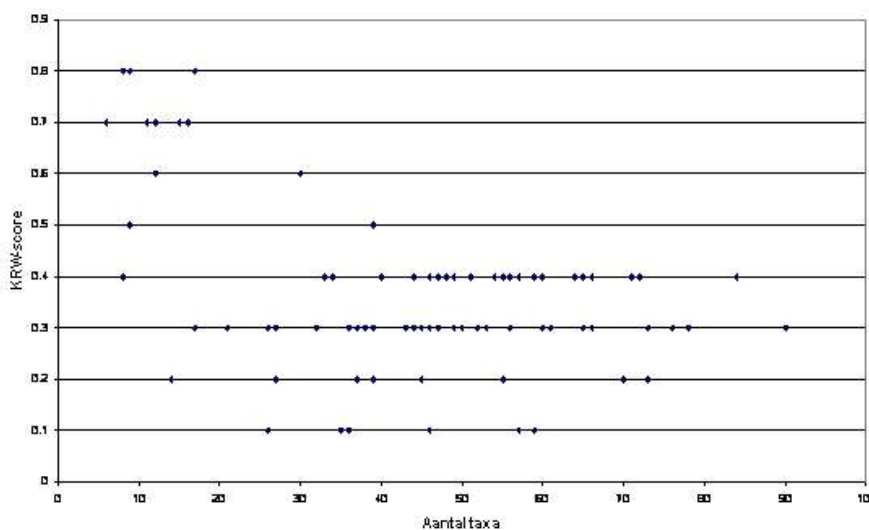
Om te kunnen bepalen waar de MEP's exact gelegd dienen te worden is een analyse gemaakt van alle wateren in de Limnodata Neerlandica waaraan het type M30 is toegekend (monsters vanaf 1990). Er waren bijna 1800 macrofaunamonsters van wateren behorende tot het type M30 beschikbaar. De meeste monsters van M30 scoren ontoereikend (0,3-0,4) (zie afbeelding 5.2 ). Slechts 6% van de monsters scoort goed. De uitkomsten laten tevens zien dat de score 0,9 bij M30 (bijna) nooit wordt gehaald. Dit is een consequentie van de score-opbouw van de deelmaatlaten en een aandachtspunt van de validatie van de natuurlijke maatlaten.



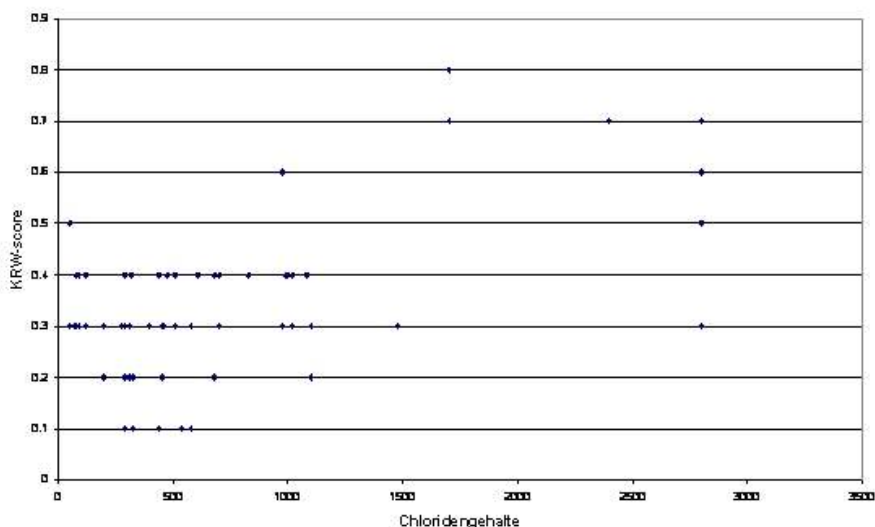
Afbeelding 5.2 Aantal monsters per KRW-scores voor M30.

### Selectie Noord-Holland

Omdat bij het ontwerpen van de default-MEP/GEP's voornamelijk wateren uit Zeeland zijn gebruikt, zijn wateren uit Noord-Holland nog apart bekeken om te onderzoeken of de ontworpen MEP/GEP's ook hier van toepassing zijn. Ook deze wateren zijn onder invloed van peilbeheer. De scores zijn uitgezet tegen het chloride gehalte om te onderzoeken of hier een verband tussen zit.



Afbeelding 5.3 KRW-scores ten opzichte van het aantal gevangen taxa voor M30-wateren in Noord-Holland.



Afbeelding 5.4 KRW-scores ten opzichte van het chloridegehalte voor M30-wateren in Noord-Holland.

De maatlatscores voor M30 wateren in Noord-Holland zijn over het algemeen ontoereikend tot slecht (zie afbeelding 5.3). Slechts 7 van de 85 metingen (met inbegrip van een aantal locaties met natuurlijk peilbeheer) scoorden 0,6 of hoger, scores van 0,5 kwamen niet voor. Het chloridegehalte (indicatieve waarde op basis van één meting, andere gegevens waren helemaal niet beschikbaar; ook het chloridegehalte was niet beschikbaar van alle monsters) ligt bij het overgrote deel van de meetpunten onder de 1000 mg Cl/l. Verder bleek bij veel punten het totaal aantal gevonden soorten voor brakke wateren vrij hoog te zijn, wat niet direct wijst op een slechte waterkwaliteit. Dit alles duidt op verzoeting. Verder blijkt dat de maatlatscore bij meetpunten met een chloridegehalte <1000 niet hoger ligt dan 0,4 (vaak relatief veel soorten). De bestaande maatlat van M30 werkt dus niet goed bij lage chloridegehaltenes (<1000 mg Cl/l). De verklaring hiervoor is dat er dan nog veel tolerante zoetwatersoorten kunnen voorkomen, waardoor scores op de deelmaatlatten KM% + DP% (abundantie) en KM% (taxa) laag blijven. De afgeleide MEP op basis van de dataset van Zeeland, met een evenwichtigere verdeling over het chloridebereik, lijkt niet te gelden voor de onderkant van het chloridebereik van M30. Over de rest van het bereik kon op basis van de beschikbare gegevens geen validatie worden uitgevoerd.

#### 5.1.4.3 Afgeleide maatlatten

Voor de ingreep waterbeheer bij het type M30 is een MEP van 0,7 afgeleid. De GEP komt te liggen op 0,6. De ligging van de onderliggende klassen is zoveel mogelijk overeenkomstig de ligging van de betreffende klassen op de natuurlijke maatlat. De ondergrens van matig komt dan op 0,4 en de ondergrens van ontoereikend komt op 0,2.

### 5.1.5 VISSSEN

#### 5.1.5.1 Effecten van de ingreep

De beschouwde ingrepen voor de zwak brakke wateren zijn feitelijk een combinatie van ingrepen en vervolgingrepen ten behoeve van het peilbeheer. Het betreft ingrepen in de connectiviteit (isolatie ten opzichte van zoutere wateren), inlaat van zoet water (doorstroming), en verlegging van grondwaterstromen (toename van zoute kwel die lokaal ook nutriëntenrijk is). Voor de visstand van brakke wateren zijn met name de verbindingen met zoet en zout en het chloridegehalte sturend (zie achtergronddocument vis, Klinge et. al. 2004). Het effect van hydromorfologische ingrepen werkt daarom vooral via deze factoren in op de visstand. Deze factoren zijn dermate overheersend dat de effecten van nutriënten en een vast peil op de visstand (bijvoorbeeld via helderheid en vegetatie) niet kunnen worden ingeschat.

Het effect van de beschouwde ingrepen op de visstand is uiteraard in sterke mate afhankelijk van de specifieke referentiesituatie. In de uitwerking van dit type (M30) is reeds gezegd dat er niet sprake is van één eenduidige referentie, zo is de verbinding met de zee en zoete wateren niet gespecificeerd. Daardoor

komen geïsoleerde sloten en licht-brakke meren die zijn verbonden met de zee samen in een type terecht. Als pragmatische oplossing is toen uitgegaan van een referentie waarbij zowel een verbinding met zoet als met zout aanwezig is. De visstand is echter ingedeeld in groepen die deze verbinding indiceren (mariene soorten, zoetwatersoorten en estuarien residenten). Voor concrete wateren kunnen dan, afhankelijk van de verbinding met zoet of zout, de bijbehorende groepen van vissen uit de referentie worden verwijderd.

Door het wegvallen van de verbinding met de zee ontbreekt de groep van mariene soorten. Alleen zoetwatervissen met verschillende tolerantie voor chloride en estuarien residenten zijn nog aanwezig, de samenstelling hangt af van het zoutgehalte. Dit grijpt aan op een tweede mogelijke effect van de ingrepen, namelijk het optreden van verzoeting. Hierdoor nemen de estuarien residenten af en kan de visstand verschuiven in de richting van de zoetwatersoorten met een lagere chloridetolerantie. Een ander effect is een toename van de soortenrijkdom. Uitgaande van een licht-brakke situatie is verzoeting een negatief effect en moet een toename in soortenrijkdom negatief worden gewaardeerd.

Tabel 5.3 Kwalitatieve inschatting van de effecten van het verdwijnen van de verbinding met de zee en verzoeting op de visstand.

indicator	toelichting	verdwijnen verbinding zee	verzoeting	beide
CA	diadrome soorten die migreren tussen zee en rivier en het estuarium als trekroute gebruiken,	--	-	--
ER	estuariene soorten die hun totale levenscyclus in het estuarium kunnen doorlopen,	-	-	--
MJ	mariene juveniel, zeesoort waarvan de jonge exemplaren kunnen opgroeien in een estuarium,	X	-	X
MS	mariene volwassene, zeesoort die in een vast seizoen een estuarium kan bezoeken,	X	-	X
Z1-MBRAK	sterk chloridetolerante zoetwatersoorten,	0	0	0
Z2-LBRAK	matig chloridetolerante zoetwatersoorten,	0	+	+
Z3-ZOET	weinig chloridetolerante zoetwatersoorten,	0	++	++
soortenrijkdom		-	+	0

Waarin: X = verdwijnen, 0 = blijven ongeveer gelijk, + = nemen toe, - = nemen af

### 5.1.5.2 Data-analyse

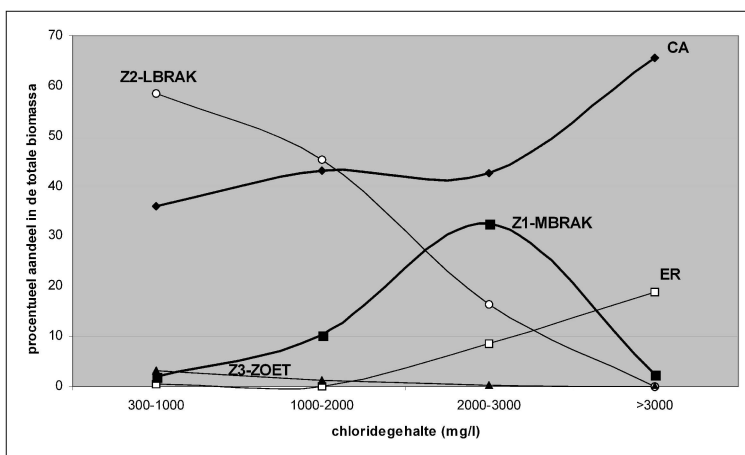
In de vorige paragraaf is een kwalitatieve inschatting gegeven van de veranderingen als gevolg van hydromorfologische ingrepen. Om een MEP te kunnen afleiden dienen deze inschattingen bij voorkeur gekwantificeerd te worden, met andere woorden: hoeveel soorten verdwijnen (of verschijnen) per groep en hoe verandert de verdeling van de totale visbiomassa over deze groepen als gevolg van de ingrepen

De beschouwde (van de ingrepen afgeleide) factoren zijn daarbij:

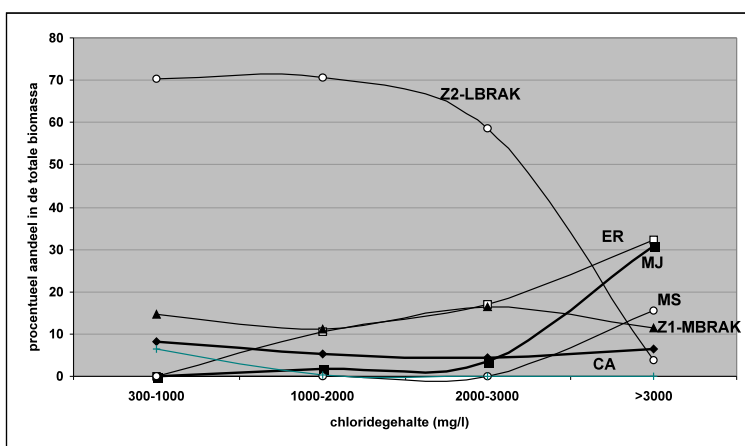
- verbinding met de zee (ja/nee)
- chloridegehalte (300-3000 mg Cl/l)

Hieronder proberen we op basis van de ons beschikbare dataset van brakke wateren (zie Klinge e.a. 2004) een inschatting te geven van de waarden van de indicatoren bij verschillende combinaties van deze factoren. De indicatoren bestaan uit het aantal soorten en de relatieve biomassa per groep.

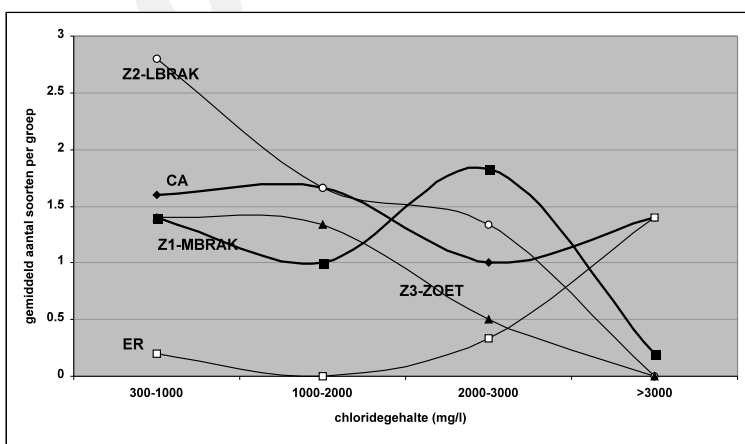




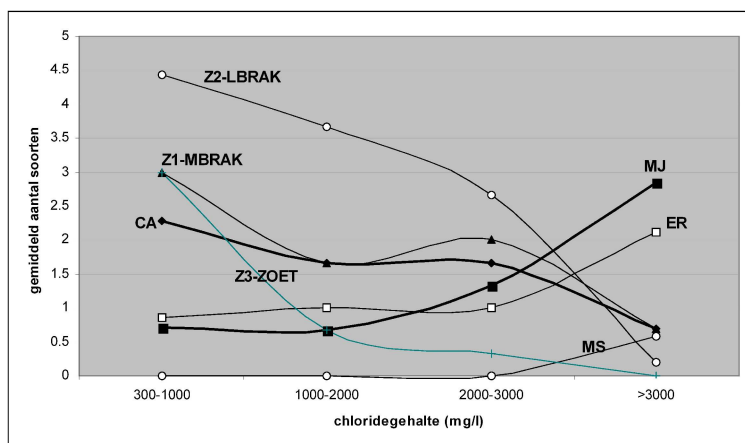
Afbeelding 5.5 Biomassaverdeling over de groepen over een chloridegradiënt voor van de zee de geïsoleerde wateren.



Afbeelding 5.6 Biomassaverdeling over de groepen over een chloridegradiënt voor met de zee verbonden wateren (vnl. Noordzeekanaal).



Afbeelding 5.7 Gemiddeld aantal soorten per groep over een chloridegradiënt voor van de zee de geïsoleerde wateren.



Afbeelding 5.8 Gemiddeld aantal soorten per groep over een chloridegradiënt voor met de zee verbonden wateren (vnl. Noordzeekanaal).

### 5.1.5.3 Afgeleide maatlatten

Het MEP is afhankelijk van het eventueel kunnen uitvoeren van mitigerende maatregelen (aanleggen van een passeerbare verbinding met de zee), dit is bepalend voor de samenstelling van de visstand (met of zonder mariene soorten). Vervolgens is het MEP afhankelijk van het zoutgehalte zoals bovenstaande figuren laten zien. Deze figuren maken het mogelijk om een inschatting te geven van de indicatorwaarden bij verschillende omstandigheden, namelijk wel/niet passerbare verbinding met de zee en een chloridegehalte. Daarbij zijn ook overige factoren van belang zoals de verbinding met zoet, de dimensie en de inrichting van de watergang. Zo geldt voor de groep van “weinig chloridetolerante zoetwatersoorten” dat dit in veel gevallen plantminnende vissen zijn die emergente en submerse vegetatie nodig hebben. Deze factoren zijn echter ondergeschikt aan de factoren chloride en isolatie waardoor het effect moeilijk te kwantificeren is. Voorgesteld wordt om bij de afleiding van het MEP uit te gaan van de relaties uit de figuren.

Voorgesteld GEP en overige klassengrenzen net al bij de zoeten M-typen af te leiden van het MEP door telkens 25% op te schuiven in de richting van de slechte toestand, waarbij de EKR echter wel op 0,6 wordt gesteld voor het GEP.

## 5.2 AANVULLENDE MAATREGELLEN

### 5.2.1 I HAVE A DREAM ...

Wat is nu samengevat haalbaar voor brakke wateren die van zee zijn afgesloten, waarin allerlei maatregelen zijn getroffen om het peil te reguleren en waarin verzilting of verzoeting zo'n grote rol speelt. Samenvattend uit de voorgaande paragrafen kan worden opgemaakt dat het om wateren gaat die ondanks de afsluiting van zee, vaak recent nog tot de kwelder toebehorende wateren, een dynamisch karakter hebben behouden. De chlorideconcentratie wisselt en echte verzoeting zet niet door. Karakteristieke soorten uit dit brakke milieu zijn volop aanwezig en hoewel zeevissen en vissen uit estuaria zich niet of nauwelijks hebben kunnen handhaven kunnen de zoetwatersoorten die ook in brak milieu voorkomen zich goed handhaven. De nutriënten- belasting is een punt van zorg, maar dat is in dit van nature dynamische en voedselrijke milieu niet de belangrijkste factor voor de biologische kwaliteit.



En mochten in bepaalde waterlichamen toch nog aanvullende mitigerende maatregelen nodig zijn om dit te bereiken dan wordt hieronder een aantal mogelijkheden gegeven, geredeneerd vanuit biologisch kwaliteitselementen waarin eventueel is te sturen.

### 5.2.2 MACROFYTEN

Door de inrichting van ondiepe, 's zomers droogvallende zones in brakke, kan gestuurd worden in het oppervlak van de begroeibare zone voor ondergedoken waterplanten (Coops et al., 2004). Inrichtingsmaatregelen zoals aanleg van ondiepe zones kunnen bijdragen aan de retentie van nutriënten in het systeem en daarmee aan een lagere interne fosfaatconcentratie bij eenzelfde fosfaatbelasting. Dergelijke inrichtingsmaatregelen kunnen worden afgewogen tegen emissiereducerende maatregelen in het stroomgebied, veranderingen in peilbeheer (indien mogelijk) en andere beheersmaatregelen (Coops et al., 2004).

### 5.2.3 MACROFAUNA

Voor maatregelen die de beheerder kan nemen om in brakke wateren met peilbeheer het GEP te halen zie paragraaf 4.5.5. Hier staan mitigerende maatregelen beschreven voor zoete meren die ook onder invloed staan van peilbeheer, deze komen overeen met maatregelen die bij de brakke wateren tot ecologische verbetering leiden. Voor maatregelen om verzoeting tegen te gaan kan gedacht worden aan het conserveren van brakwater voor droge periodes, het zorgen voor alternatieve routes voor beregening (dus niet via de sloten) of het versterken van de brakke kwelstroom door het plaatsen van kwelbuizen (een reeks buizen waardoor het brakke grondwater op kan wellen) (Gotjé et al., 2002).

Een andere optie is om te kiezen voor een continue inlaat (zomer én winter) van zoet water in een bepaald landbouwgebied waar nu iedere zomer zoet water wordt ingelaten. Het gebied wordt niet meer als brak gekwalificeerd maar als zoet en het meest gelijkende natuurlijk watertype zal dan een ander moeten worden, maar er kan zich dan tenminste een ecosysteem ontwikkelen dat niet ieder voorjaar een onverwachte, massaal dodelijke 'ecoschock' moet verwerken.

#### 5.2.4 VISSSEN

Ongetwijfeld de belangrijkste mitigerende maatregel voor vissen van brakke wateren is het herstel van de connectiviteit. Dit geldt uiteraard alleen voor de brakke wateren waarbij de verbinding met zoet of zout een onderdeel uitmaakt van de referentie. Zowel de verbinding met zoet als de verbinding met zout is bepalend voor de visstand. Praktijkvoorbeelden laten dit ook duidelijk zien, in geïsoleerde brakke wateren komen maar enkele soorten voor; de brakwaterresidenten, voor de zoetwatersoorten is het te brak om te paaien voor de mariene en estuariene soorten te zoet (en te ondiep etc.). Het Noordzeekanaal is een goed voorbeeld van wat er gebeurt als die verbindingen wel aanwezig zijn, qua visstand is dit misschien wel het soortenrijkste van Nederland. Het kanaal vervult voor al deze soorten echter alleen een rol als (tijdelijk) leefgebied, ze moeten er uit kunnen om hun levenscyclus te kunnen voltooien. Kan dat niet dan worden ze ook niet aangetroffen. De visstand is daarom een indicator bij uitstek voor de kwaliteit van de verbindingen. Voor wat betreft het type verbindingen zijn er vele situaties mogelijk, spuisluizen zijn in het algemeen goed passeerbaar voor vis. Indien er geen spuisluis is en bijvoorbeeld een dijk moet worden gepasseerd of een groot verval moet worden overwonnen is de situatie ingewikkelder en komen speciale voorzieningen in beeld.

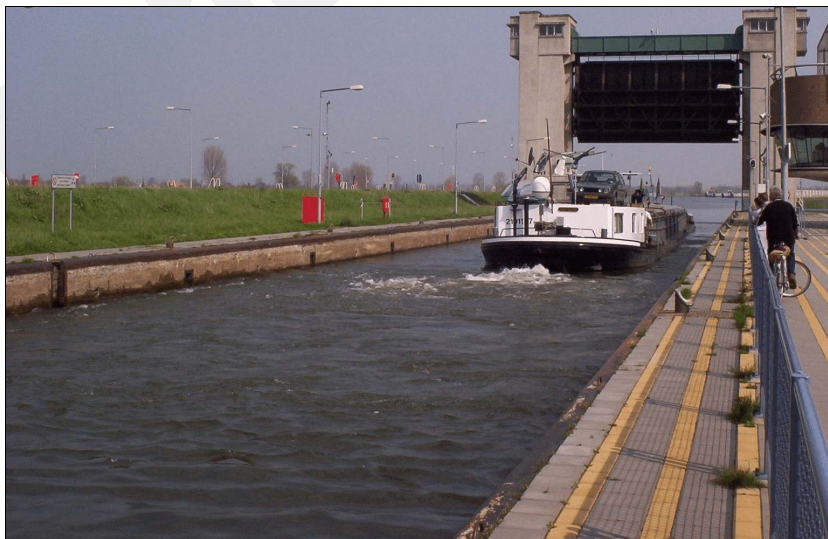
concept

## 6 KANALEN

### 6.1 GLOBALE BESCHRIJVING

Kanalen zijn door de mens gegraven, middelgrote tot grote, lijnvormige wateren op zand- veen- of kleibodem. Tot het watertype behoren eveneens wijken, weteringen, vaarten en boezemwateren. De dimensies en inrichting van deze wateren hangen samen met de functie die ze vervullen, belangrijk zijn transport (scheepvaart) en wateraan- en afvoer (Jaarsma & Verdonschot, 2000). Ook hebben ze vaak een functie als ontvangend water en transportmedium voor lozingen of riooloverstorten.

Binnen de KRW-typologie voor de Nederlandse oppervlaktewateren vallen kanalen onder de Meren (Elbersen e.a. 2003). Alle stagnante, lijnvormige wateren met een breedte van meer dan 8 meter worden volgens die indeling tot de kanalen gerekend.



*Een typische laagveenvaart (boven, Weerribben) en een typisch scheepvaartkanaal met sluis.  
foto's: N. Jaarsma.*

### 6.1.1 TYPOLOGIE EN BEPALENDE FACTOREN

Er zijn diverse typologieën van kanalen of waar kanalen deel van uitmaken. Voor de ecologie zijn vooral de achtergronddocumenten bij het handboek Natuurdoeltypen relevant, deze typenindelingen zijn deels nieuw en bevatten deels een samenvatting van eerdere typologieën. Kanalen maken onderdeel uit van de volgende achtergronddocumenten:

- deel 7, laagveenwateren (Higler, 2000)
- deel 10, regionale kanalen (Jaarsma & Verdonschot, 2000)
- deel 11, rijkskanalen (Aarts, 2000)

*Tabel 6.1 Overzicht van de kanaaltypen uit de achtergronddocumenten bij de natuurdoeltypen.*

Hoofdtype	subtype
laagveenwateren	vaarten en laagveenkanalen
regionale kanalen	kleine, stromende kanalen grote, licht stromende kanalen zure kanalen op zandgrond zwak tot matig gebufferde kanalen op zandgrond grote, stilstaande kanalen op zandgrond kleine, stilstaande kanalen op kleigrond grote, stilstaande kanalen op kleigrond
rijkskanalen	zoete kanalen diep water zoete kanalen ondiep water

De hoofdfactoren die ten grondslag liggen aan de indeling in deze typen zijn: stroming, dimensie (breedte en diepte), substraat (zand/klei/veen) en buffering.

Een vijfde, zeer bepalende factor die alleen impliciet in deze indeling is verwerkt betreft scheepvaart. In de grote diepe kanalen is de beroepsvaart een dominante factor, in de kleinere kanalen recreatievaart een rol spelen.

### 6.1.2 GEOGRAFIE

Kanalen worden door heel Nederland van hoog tot laag aangetroffen. Specifieke typen hebben wel een regionale verspreiding. In het noorden, westen en zuiden (peel) worden de kanalen ten behoeve van de veenontginning gevonden. Kleine tot middelgrote kanalen voor de afvoer van overtollige neerslag worden overal in het land gevonden in agrarisch gebied, vooral in de natte veenweidegebieden en kleigebieden in Friesland, Groningen, Drenthe Overijssel en Noord- en Zuid-Holland. Transportkanalen voor de scheep- en recreatievaart worden in het gehele land gevonden en vormen een netwerk van met elkaar verbonden wateren.

### 6.1.3 HYDROMORFOLOGIE

#### Hydrologie

De hydrologie van kanalen wordt vooral bepaald door aan- en afvoer van water naar elders, bijvoorbeeld van en naar poldergebieden of de zee. Het kanaalwater bestaat dus vooral uit oppervlaktewater waarbij de herkomst wisselend is; in het natte winterseizoen is dit vaak polderwater, in de zomer bijvoorbeeld Rijnwater. Alleen in doodlopende uiteinden of geïsoleerde, afgedamde kanalen kan regenwater of kwelwater een rol van betekenis spelen. Specifieke hydrologische omstandigheden zijn er bijvoorbeeld in het Apeldoorns kanaal dat wordt gevoed door de sprengenbeken van de Veluwerand en in de ringvaarten in West-Nederland die boven het omringende landschap liggen en te maken hebben met wegzijging.

Het water in kanalen kan periodiek zichtbaar stromen vertonen, in de buurt van inlaten/gemalen kan dit wel oplopen tot wel meer dan 10 cm/s. In het algemeen stroomt het water niet meer dan enkele centimeters per seconde. De stroomrichting kan gedurende het jaar omkeren (aan- en afvoer).

Deze geringe stroming kan echter toch van belang omdat daardoor de verblijftijd zodanig wordt beperkt dat biologische processen daarvan invloed ondervonden, met name de algengroei. Overigens neemt het P-gehalte ook af in de sneller stromende kanalen, mogelijk is de nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem onder zuurstofloze omstandigheden een factor die hierbij een rol speelt.

#### Morfologie

Het dwarsprofiel van een kanaal benaderd een rechthoek of een trapezium. Het eerste is het geval als de oevers zijn verdedigd met een damwand of een muur, het tweede als de oevers natuurlijk zijn of als ze zijn

+versterkt met los gestapeld of gestort steen. In alle gevallen is de overgang van land naar water zeer abrupt. Ondiepe begroeibare gedeelten komen daardoor niet of nauwelijks voor. Uitzondering zijn kanalen waarin natuurvriendelijke oevers zijn aangelegd. Deze bieden plaats voor begroeiing van emergente planten en oeverplanten en de daarmee geassocieerde fauna; daarnaast maken deze oevers migratie van landdieren en amfibisch levende dieren (voornamelijk zoogdieren) dwars op de oever tot op zekere hoogte mogelijk.

#### **Scheepvaart**

Scheepvaart heeft vooral een effect op de hydrodynamiek en de daarbij behorende beïnvloeding van het lichtklimaat in het water. Bij elke schippassage treedt een sterke waterbeweging plaats die uitspoeling van grond in de oeverzone tot gevolg kan hebben en opwerveling van slib van de bodem tot gevolg heeft. Door turbulentie en de daardoor veroorzaakte troebele omstandigheden kunnen zich weinig of geen ondergedoken waterplanten ontwikkelen, hetgeen weer bepalend is voor de samenstelling van de vis en macrofauna.

#### **6.1.4 CHEMIE**

Chemie en hydrologie hangen uiteraard sterk samen, de herkomst van het water is bepalend voor de chemische samenstelling. In veel gevallen is het polderwater voedselrijk als gevolg van lozing, uit- en afspoeling van meststoffen en/of mineralisatie van veen. Ten aanzien van de mate van buffering bestaan er verschillen tussen zand, klei en veen en tussen landbouw of natuur. Met uitzondering van kanalen in (hoog)veengebied is kanaalwater in het algemeen matig tot sterk gebufferd. In de zomer wordt in veel kanalen gebiedsvreemd water ingelaten ten behoeve van de landbouw of ter compensatie van verdamping van het oppervlaktewater. Dit is vaak (van oorsprong) Rijn- of Maaswater met een chemische samenstelling die als eutroof en hard kan worden gekarakteriseerd en vaak sterk afwijkt van het gebiedseigen water. Kwelgevoede kanalen hebben, afhankelijk van de voedselrijkdom en eventuele ijzerrijkdom van het grondwater, de beste potenties voor voedselarme omstandigheden.

#### **Nutriëntendynamiek**

Belangrijke processen die een rol spelen in de nutriëntenhuishouding van kanalen hangen samen met de zuurstofdynamiek en hebben vaak vooral een biologische oorsprong. Zo kan het zuurstofgehalte onder invloed van plantengroei, algengroei of afbraak van organisch materiaal sterk fluctueren, dit kan periodiek (aan de bodem) tot zuurstofloze condities leiden. Onder zuurstofloze condities wordt vaak een toename van de fosfaatflux vanuit de bodem waargenomen. Dit kan een direct resultaat van afbraakprocessen zijn maar wordt ook veroorzaakt doordat de binding van fosfaat aan ijzer onder zuurstofloze omstandigheden wordt opgeheven. Een ander proces dat een belangrijke rol speelt in kanalen is denitrificatie, op het grensvlak aerob-anaerob bijvoorbeeld in slibbodems of oevers. Vaak zijn kanalen dan ook eerder N-gelimiteerd dan P-gelimiteerd, in de zomerperiode komt P vrij door nalevering en verdwijnt N door denitrificatie.

#### **6.1.5 BIOLOGIE**

De levensgemeenschappen van kanalen kunnen zeer soortenrijk zijn, heldere, plantenrijke laagveenvaarten behoren tot de soortenrijkste watersystemen. Grote scheepvaartkanalen zijn veel minder divers, hier is de inrichting en de scheepvaartdruk beperkend. Qua samenstelling vertonen kanaal-levensgemeenschappen zowel kenmerken van stilstaande (M) als van stromende (R) wateren. Voor de meeste kwaliteitselementen hebben kanalen twee hoofdhabitats die beide een belangrijke rol spelen in het ecologisch functioneren: de oever en het open water. De oeverzone is vooral van belang voor de macrofyten, macrofauna en vis. Oevervegetatie vervult een belangrijke rol als structurerend element voor vis en macrofauna. De diversiteit van beide groepen vertoont een sterk positief verband met de oeverkwaliteit. Het open water is voor alle kwaliteitselementen van belang, maar de mogelijkheid voor ondergedoken waterplanten om zich te ontwikkelen vormt ook een sleutelfactor voor de overige kwaliteitselementen.

##### *fytoplankton*

Het fytoplankton van kanalen vertoont zowel overeenkomsten met het fytoplankton van stagnante wateren als dat van stromende wateren. De abundantie van kiezelwieren in sommige kanalen wijst op stromende omstandigheden, net als in rivieren worden ze door waterbeweging in suspensie gehouden. Aan de andere kant wijzen periodiek optredende blauwalgenbloeien in sommige kanalen ook op stagnante omstandigheden.

##### *macrofyten*

Voor de macrofyten kan een kanaal het beste vergeleken worden met het diepe deel van een meer dat juist

wel, of juist niet meer kan worden beschouwd als het begroeibare areaal, afhankelijk van het lichtklimaat op de bodem dat wordt beïnvloed door diepte, fytoplanktongehalte, en mate van slibopwerveling door scheepvaart. De oevers zijn over het grootste gedeelte zeer onnatuurlijk en herbergen geen begroeiing die vergelijkbaar is met die van een natuurlijk type. De trajecten die als natuurvriendelijke oevers zijn ingericht herbergen een natuurlijke oeverbegroeiing.

#### *fytobenthos*

Voor fytobenthos kan op dit moment nog weinig worden gezegd over de vergelijking met stromende of stilstaande wateren, beide hoofdtypen worden in de verdere uitwerking beschouwd.

#### *macrofauna*

Ook voor de macrofauna is het stagnante karakter over het algemeen overheersend en worden veel algemene soorten aangetroffen. Bij meer stroming kunnen ook meer rheofiele soorten worden aangetroffen zoals *Rheotanytarsus* spp., *Priodiamesa olivacea* en *Velia caprai*. In de overwegend stagante situaties bepaalt de grootte of een kanaal meer het karakter van een sloot heeft of een meer. Dit hangt samen met relatieve belang van het litoraal met vegetatiebegroeiing ten opzichte van de (onbegroeide bodem). In kleinere kanalen met begroeiing kan de soortensamenstelling betrekkelijk rijk zijn, maar wel met weinig karakteristieke en algemene soorten.

De soorten zijn meestal sterk afhankelijk van helder en zuurstofrijk water. Slakken, platwormen, watermijten en bloedzuigers komen veel voor. De zoetwatermossel *Unio tumidus*, de hierop parasiterende watermijt *Unionicola aculeata*, de waterkevers *Oulimnius* spp., de Kanaaljuffer (*Cercion lindenii*) en de kokerjuffers *Tinodes waeneri* en *Lype reducta* zijn enigszins karakteristiek voor dergelijke kanalen. In grotere (en diepere) kanalen is vaak alleen de bodem als substraat beschikbaar. Dit leidt tot een macrofauna-gemeenschap die gedomineerd door bodemssoorten zoals tweekleppigen, kreeftachtigen, muggenlarven en wormen.

#### *vis*

Voor de visstand is het stagnante karakter overheersend en worden er vooral "stilstaand-water soorten" aangetroffen. Uitzondering hierop zijn soorten als winde, riviergondel en rivierdonderpad, reofiele soorten die mogelijk wat vaker in kanalen worden aangetroffen en wijzen op stromende condities. De stilstaand-water soorten zijn echter dominant, afhankelijk van de dimensie, helderheid en plantenrijkdom zijn dit overwegend eurytopen als brasem, baars en blankvoorn in groot, diep, troebel en/of "kaal" water en plantminnende vissen als snoek, zeelt en ruisvoorn in kleinere heldere en plantenrijke wateren. De visstanden die in kanalen kunnen worden aangetroffen komen overeen met de viswatertypen van stilstaande wateren, in volgorde van afnemende helderheid en plantenrijkdom zijn dit:

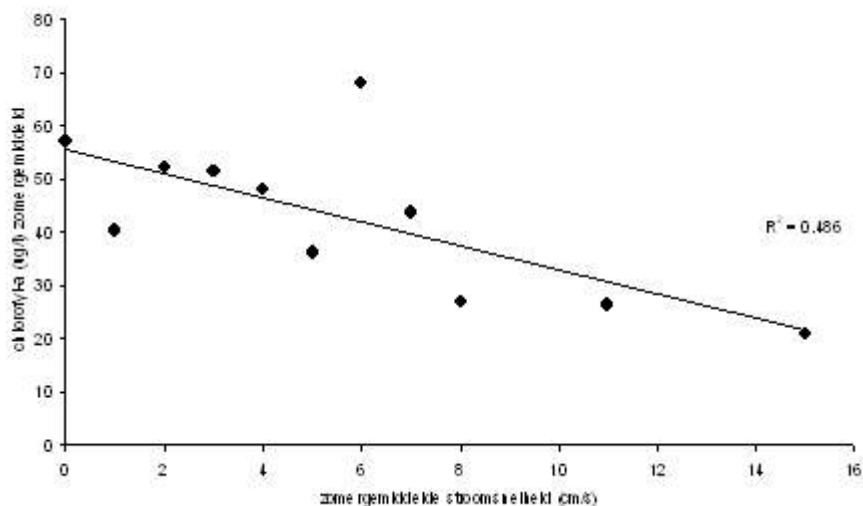
- Zeelt-kroeskarper,
- Ruisvoorn-snoek,
- Snoek-blankvoorn,
- Blankvoorn-brasem,
- Brasem-snoekbaars.

#### **Biologisch functioneren**

Belangrijke processen en factoren voor het ecologisch functioneren van kanalen zijn:

- een korte verblijftijd door stroming is limiterend voor de algengroei, nutriënten (met name P) wordt in kanalen vaak slechts voor een deel benut door algen: afbeelding 6.1 illustreert dit voor het chlorofyl-gehalte van de boezemkanalen in Noord-Holland in relatie tot de stroming; het valt op dat het chlorofyl-gehalte zelfs in kanalen met een zeer geringe stroomsnelheid niet hoog is, zeker gezien de hoge nutriëntengehalten die voor deze kanalen rond de 0,5 mgP/l liggen voor totaal-P,
- turbulentie door scheepvaart is ook een sterke limiterende factor voor de plantengroei, rechtstreeks door mechanische stress en indirect door troebeling en opwoelen van het bodemsediment,
- ook van vis weten we dat de biomassa in scheepvaartkanalen vaak gering is, voor vis en voor macrofauna beide geldt dat het ontbreken van structuur (in de vorm van oever- en submerse planten) in sterke mate bepalend is voor de diversiteit van de gemeenschap,
- Kanalen hebben door hun vorm een grote oeverlengte, de oever is een (qua oppervlak) belangrijk habitat. Oeverinrichting is dan ook sterk bepalend voor de soorten en voor de processen die zich hier afspelen zoals denitrificatie etc.





Afbeelding 6.1 Zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte versus zomergemiddelde stroomsnelheid (gemiddelde per klasse) voor boezemkanalen in Hollands Noorderkwartier (naar Witteveen+Bos, 2003).

#### 6.1.6 BEOORDELINGSSYSTEEM EBEOKAN

Voor het watertype kanalen is begin 2005 een aparte studie uitgevoerd om te onderzoeken of het STOWA beoordelingssysteem voor kanalen (EBEOkan) in beginsel geschikt zou zijn om als inspiratiebron voor de MEP-GEP afleiding of breder als maatlat te gebruiken (van Dam en Knobben, 2005). Uit de analyse blijkt echter dat het STOWA-systeem voor verschillende punten onvoldoende is toegesneden op het afleiden van MEP's en GEP's. Het advies uit de studie luidde dat er een nieuwe methodiek moet worden ontwikkeld, waarbij rekening wordt gehouden met vissen als biologisch kwaliteitselement en voor kanalen relevante hydromorfologische ingrepen, zoals de aanwezigheid van stuwen en sluizen, de aard van de oeververdediging en het peilbeheer.

#### 6.2 KEUZE VAN MEEST GELIJKENDE NATUURLIJKE TYPE

Formeel moet voor de kunstmatige wateren het meest vergelijkbare natuurlijke type als uitgangspunt worden genomen. De "guidance on Heavily Modified Water Bodies" erkent dat dat in bepaalde gevallen moeilijk is omdat er geen vergelijkbaar type aanwezig is. In die gevallen mogen "best sites" van vergelijkbare sterk veranderde en kunstmatige wateren worden gebruikt. Uitgangspunt voor het MEP van de kunstmatige wateren is dat de hydromorfologie in principe (als in de huidige situatie) in stand gehouden wordt. Dat wil zeggen dat de randvoorwaarden voor de inrichting zodanig zijn, dat de functie waarvoor dit water is aangelegd of nu wordt gebruikt optimaal gediend is.

##### Hydromorfologische meest gelijkende type

Kanalen lijken qua morfologie het meest op stromende wateren, namelijk lijnvormig. Natuurlijke lijnvormige wateren (rivieren) zijn gevormd door de erosiekracht van stromend water wat de weg van de minste weerstand zoekt. Kanalen stromen vaak wel (matig) maar hebben niet een dergelijke hydrodynamiek en hebben dat ook nooit gekend, qua hydrologie lijken ze het meest op een stilstaand water. Een natuurlijk type dat lijnvormig en stagnant kan zijn is een voormalige rivierarm (type M5, eenzijdig aangetakte of geïsoleerde strang).

##### Biologisch meest gelijkend type

Mogelijk veel belangrijker dan het hydromorfologisch meest gelijkende type is het biologisch meeste gelijkende type, dit kan verschillen per organismengroep:

- vis en macrofauna: soorten lijken in alle gevallen het meest op die van de M-typen, met soms wat kenmerken van de soortensamenstelling van stromende wateren,
- macrofyten: overwegend soorten van M-typen, voor de oeverbegroeiing komt ook vergelijking met een R-type in aanmerking,

- fytoplankton en fyto bentos: de samenstelling komt het meest overeen met dat van een stilstaand water, als gevolg van stroming wordt echter de productiviteit van het fytoplankton geremd

#### **Mogelijke “referentietypen” en pragmatische keuze**

De keuze van het meest gelijkende type is een theoretische keuze. In de praktijk gaat het er om of we de juiste levensgemeenschap als uitgangspunt (MEP) nemen voor de beoordeling. Een “referentie” voor een kanaal + bijbehorende levensgemeenschap kan bijvoorbeeld worden gevonden in:

- ondiepe weinig tot matig beïnvloede laagveenvaarten of kanalen (zonder belangrijke afvoerfunctie en/of recreatievaart) M10: een geïsoleerde of aangetakte strang (M5), een gestuwde, gekanaliseerde en genormaliseerde vorm van een beek (R5, R12) of een meer (M25),
- diepe sterk beïnvloede (scheepvaart)kanalen, M7: een diep meer of rivier (M20, M21, R6)

In de uitwerking zijn deze typen als uitgangspunt gebruikt maar in veel gevallen, vooral bij macrofauna en vis, is een meer pragmatische insteek gevolgd. Bijvoorbeeld voor vis is uitgegaan van de visstand van stilstaande wateren. Het MEP wordt afgeleid van “best sites” of van de visgemeenschap die verwacht mag worden bij een bepaalde scheepvaardruk en afvoerfunctie. Sturende factoren voor de vis zijn daarbij vooral de dimensies van het water (breedte en diepte) en de aanwezigheid van oever- en ondergedoken waterplanten. Uiteindelijk is geprobeerd relaties te leggen tussen deze factoren en de visstand zodat voor iedere situatie een MEP kan worden afgeleid.

### **6.3 VASTSTELLEN VAN MEP, GEP EN MAATLATTEN**

De methode van uitwerken is niet voor iedere soortgroep (kwaliteitselement) gelijk. In alle gevallen is gebruik gemaakt van data-analyse, echter voor macrofauna, macrofyten en vis is gebruik gemaakt van een vergelijking van de maatlatscores met kwaliteitsscores op basis van bekende drukken (pressoren). De beschikbare data voor macrofauna en macrofyten is vooral afkomstig uit de Limnodata, de betreffende kanalen zijn voorzien van een kwaliteitsscore op basis van scheepvaart, oeverinrichting en in het geval van macrofauna ook de aanwezigheid van waterplanten. Voor vis is een eigen dataset gebruikt van Witteveen+Bos met naast visstandgegevens ook gegevens over de abiotische kwaliteit. De abiotische gegevens zijn net als bij macrofauna en macrofyten vertaald naar een kwaliteitsklasse op basis van drukken. Voor fytoplankton en fyto bentos (Limnodata) is alleen gebruik gemaakt van een vergelijking met waterkwaliteitsgegevens. Gezien de belangrijkste sturende factoren voor deze groepen ligt deze benadering ook meer voor de hand.

#### **6.3.1 HYDROMORFOLOGIE**

De kanalen wijken qua hydromorfologie af van het meest gelijkende natuurlijke type. Deze verschillen zorgen er in de meeste gevallen ook voor dat de samenstelling van de levensgemeenschap anders is in een kanaal dan in het natuurlijke type. Voor iedere organismegroep pakt dit anders uit. De natuurlijke typen worden als uitgangspunt genomen en het MEP wordt daarvan afgeleid door het aftrekken van “onomkeerbare” hydromorfologische ingrepen en het optellen van mitigerende maatregelen. Uitgaande van de genoemde natuurlijke wateren en de morfologie en hydrologie die daar bij horen zijn de belangrijke hydromorfologische verschillen:

- Peilbeheersing: ontbreken van natuurlijk peilverloop met jaarlijkse en seizoensmatige peilfluctuatie en vasthouden gebiedseigen water,
- Kanalisatie, normalisatie en stuwning: ontbreken van een natuurlijk lengte- en dwarsprofiel, verlagen stroomsnelheid en beperken longitudinale connectiviteit,
- Oeverinrichting: vastleggen en/of intensief beheren van de oeverzone waardoor een natuurlijke oevervegetatie en zonering daarin ontbreekt,
- Scheepvaart: voortdurende verticale menging waterkolom en opwerpen bodemdeeltjes door scheepvaart.

De mate waarin de hydromorfologische verschillen optreden is sterk afhankelijk van de functie waarvoor het kanaal is gegraven en de mate waarin deze functie wordt benut. Dat verschilt per kanaal en daardoor zal ook per kanaal een verschillende MEP en GEP moeten worden vastgesteld.

#### **Mitigerende maatregelen kanalen**

Mogelijk de belangrijkste mitigerende maatregel voor kanalen is oeverinrichting. De oever is een (qua oppervlak) belangrijk habitat in lijnvormige wateren als kanalen. Het biedt potenties voor de ontwikkeling

van water- en oeverplanten en vormt daardoor een belangrijk structurerend element voor macrofauna en vis. Van de aanleg van een oever mag een positief effect op de ecologische kwaliteit worden verwacht mits:

- de scheepvaart niet beperkend is voor de oeverontwikkeling,
- er een geleidelijk overgang van droog naar nat ontstaat,
- het oeveraandeel substantieel toeneemt (bijvoorbeeld van 2% naar 5% of van 5% naar 10%).

In kanalen waar ruimte aanwezig is of waar (het verlies van) de (oorspronkelijke) functie het mogelijk maakt om waardevolle oevers aan te leggen is dit dus een kansrijke maatregel. Zelfs wanneer de waterkwaliteit niet optimaal is kan de oever als een min of meer zelfstandig functionerend habitat in het systeem vormen en een belangrijke impuls geven aan de ecologische kwaliteit. Wanneer er echter sprake is van een sterke beïnvloeding door de functies zoals sterke stroming en afkalving door scheepvaart of wanneer de doorvoerfunctie een streng maaibeheer vereist, zijn de potenties gering. Het is dan niet zo zinvol om veel energie te steken in oeverinrichting vanuit aquatisch ecologisch oogpunt. Nuancering hierbij zijn terrestrische functies zoals de aanleg van rietoevers voor vogels en de aanleg van voorzieningen voor tewatergeraakte dieren.

## 6.3.2 FYTOPLANKTON

### 6.3.2.1 Data-analyse

Om het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) en het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) voor het fytoplankton en fyto-benthos te kunnen omschrijven is een snelle analyse van de beschikbare data verricht. Uit de Limnodata Neerlandica zijn analyseresultaten opgevraagd van monsters uit kanalen (periode 1993-2003) waaraan reeds een type M7 of M10 is toegekend. Deze zijn in relatie gebracht met relevante pressoren voor deze groepen. De uitwerking van deze analyse staat in bijlage 3.

De voornaamste conclusies hieruit zijn:

- Onder aangetroffen taxa zijn meest algemene soorten, bijzondere soorten komen niet of nauwelijks voor en alleen in zeer lage aantallen.
- Gemiddeld zijn de chlorofylconcentraties, ondanks de extreem hoge nutriëntenconcentraties niet zeer hoog. Waarschijnlijk hangt dit samen met de relatief korte verblijftijd van het water in veel kanalen.
- Bij hoge chlorofylconcentratie is het doorzicht altijd laag, maar bij lage chlorofylconcentraties hoeft het doorzicht niet laag te zijn, waarschijnlijk als gevolg van de aanwezigheid van fijn slib of humeus materiaal.
- In beide typen kanalen komen de kiezelwieren vrij veel voor, evenals de groenwieren. De kiezelwieren gedijen goed, doordat zij door de veelvuldige bewegingen van het water goed kunnen blijven zweven.
- Hoewel de blauwalgen of cyanobacteriën gemiddeld niet zeer veel voorkomen komen zij in sommige kanalen met hoge procentuele aandelen (meer dan 50% van het totaal) voor.
- Er zit tussen beide typen weinig verschil in de patronen van de verschillende variabelen.

### 6.3.2.2 Maatlatten

#### Chlorofyl-a

Uit de analyse blijkt dat er met de huidige data en het huidige bewerkingsniveaus geen duidelijke breekpunten zijn in de ontwikkeling van het fytoplankton, zowel in de soortensamenstelling (o.a. percentage cyanobacteriën), als in de biomassa (chlorofyl-a). Toch moeten hoge chlorofylconcentraties als een slecht teken worden gezien, vooral in relatie tot de ontwikkelingsmogelijkheden van waterplanten.

Uit de vergelijking van de relatie tussen doorzicht en chlorofyl-gehalte lijkt te kunnen worden geconcludeerd dat de meeste kanalen wel onder het gehalte van 30 µg/l zitten die voor de meeste (de ondiepe) meren de ondergrens van de klasse Goed vormen, althans als ze een doorzicht hebben van meer dan 0,7 m of minder dan 0,3 m. De eerste vertegenwoordigen waarschijnlijk de kanalen met de betere kwaliteit, de tweede die met veel slibopwerveling door scheepvaart.

Een deel van de kanalen met een waarde tussen 0,3 m en 0,7 m heeft waarschijnlijk weinig scheepvaart, dus weinig slib, maar daarvoor in de plaats veel algen (chlorofyl) die het doorzicht beperken. Omdat de data zowel de kanalen met een goede als met een mindere kwaliteit omvatten kan worden aangenomen dat dit het deel is met de mindere kwaliteit.

Dit alles overwegende wordt de conclusie getrokken dat voor de beoordeling van het chlorofyl-a gehalte voor kanalen de maatlatten voor de opdiepe merentypen kunnen worden overgenomen. Dit betekent dat de MEP wordt gelijkgesteld aan de referentie (9.4) en de GEP op de ondergrens voor de klasse Goed (30). Kanalen waarbij dit niet haalbaar blijkt zullen waarschijnlijk wel bestaan, maar daar zal dan per kanaal op

basis van hydromorfologische beïnvloeding een verklaring moeten worden geformuleerd voor een hoger chlorofyl-gehalte.

### Soortensamenstelling

Het aspect soortensamenstelling is hier buiten beschouwing gebleven. Dat kan bij een betere bewerking van de data alsnog gebeuren. Aandacht verdienen dan niet alleen negatieve indicatoren als cyanobacteriën, maar ook positieve indicatoren onder de kiezelwieren (o.a. *Asterionella formosai*), groenwieren (o.a. *Micractinium pusillum*) en overige algen (o.a. *Dinobryon*, *Goniochloris mutica*, *Binuclearia tatrana*). Die kunnen in het bezinkingsplankton worden waargenomen en er is geen speciale bemonstering als voor de sialgen voor nodig.

## 6.3.3 MACROFYTEN EN FYTOBENTHOS

### 6.3.3.1 Verschillen met de referentie

#### Abundantie

Peilbeheersing en oeverinrichting leiden tot een situatie waarin voor macrofyten vaak feitelijk alleen (relatief) diep water aanwezig is. Bij de grotere kanalen heeft het overgrote deel van het areaal een diepte die tenminste twee meter bedraagt of meer. De overgang naar land is zeer smal of ontbreekt geheel bij een verticale oeverconstructie. Bij de kleinere kanalen en vaarten kan de diepte geringer zijn en daardoor gunstiger voor submerse macrofyten. Of het biotoop moet worden beschouwd als begroeibaar areaal of juist niet, is afhankelijk van de factoren die bepalen of er voldoende licht kan doordringen op de bodem. Deze factoren zijn: diepte, fytoplanktongehalte, en mate van slibopwerveling door scheepvaart.

Het fytoplanktongehalte dat in de referentie maatgevend is, is per watertype vastgesteld (Van den Berg, 2004; van der Molen, 2004a) en bepaalt de dieptegrens voor het begroeibaar areaal. In kanalen ligt het fytoplanktongehalte waarschijnlijk lager wanneer de verversingstijd significant gering is zoals is aangegeven in paragraaf 6.2.2. Net als bij gekanaliseerde rivieren is er echter ook nauwelijks of zelfs geen sprake van retentie van nutriënten in de oeverzone en zal daardoor de beschikbaarheid van nutriënten in de waterfase toch toenemen.

In de grote, diepe kanalen zal het begroeibare areaal voor submerse planten geheel ontbreken. In laagveenvaarten en -kanalen kan de diepte wel gering genoeg zijn om een submerse begroeiing mogelijk te maken. In het laatste geval wordt dezelfde redenering gevolgd als bij de ondiepe meren in hoofdstuk 4: de begroeiing wijkt niet sterk af van die onder referentiecondities.

Voor de drijfbldbegroeiing kan een bijzondere situatie gelden. Met name in de wat kleinere kanalen zoals de laagveenvaarten, kan de diepte geringer zijn dan de diepte die bij de referentie als begroeibaar areaal wordt beschouwd, zodat drijfbldplanten mogelijk zijn, terwijl er toch van een geringere helderheid sprake is. Dit komt doordat deze drijfbldplanten voornamelijk worden beperkt door de diepte en in veel mindere mate door de helderheid in de zomer. Als de helderheid in het voorjaar wel voldoende is door afwezigheid van scheepvaart, is voor deze begroeiingsvorm voldaan aan de habitatseisen voor helderheid (kieming in voorjaar) en overleeft de begroeiing een geringere helderheid in de zomer.

*Tabel 6.2 Begroeibaar areaal afhankelijk van de mate van beïnvloeding*

categorie	begroeibaar areaal
A: Groot kanaal, veel scheepvaart, steile oevers	gehele areaal onbegroeibaar
B: Groot kanaal, weinig tot veel scheepvaart, hier en daar natuurvriendelijke oevers	natuurvriendelijke oevers zijn begroeibaar voor Submers, Drijvend, Emers en Oeverbegroeiing, het overige areaal als begroeibaar verwaarloosbaar
C: Groot kanaal, matig tot weinig scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	oevers behoren tot begroeibaar areaal (Oeverbegroeiing), het water begroeibaar voor Drijvend
D: Kleiner kanaal of vaart, weinig tot geen scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	beperkt areaal begroeibaar voor Submers, Drijvend, Emers; oevers begroeibaar voor Oeverbegroeiing
E: Kleiner kanaal of vaart, geen scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	begroeibaar voor Submers, Drijvend, Emers en Oeverbegroeiing vergelijkbaar met natuurlijke referentie

### Soortensamenstelling

Waar het begroeibaar areaal voor de waterplanten ontbreekt is ook de soortensamenstelling niet te benoemen. Als alleen een drijfbldbegroeiing mogelijk is, dan moeten uit de soortensamenstelling de

andere soorten worden geschrapt als kenmerkend. Waar op grond van bovenstaande overweging wel ondergedoken begroeiing mogelijk is kan de soortenlijst uit de referentie worden overgenomen. Een aantal soorten zal in de meeste kanalen, gegeven de hydromorfologische verschillen echter niet verwacht kunnen worden. De vegetatietypen zoals ze zijn genoemd in de referentie zullen alle wel kunnen optreden maar in verarmde vorm. Die verarming kan waarschijnlijk in het algemeen het beste worden geschat door de categorie 1 soorten te schrappen bij een MEP onder optimale omstandigheden (ondiepe kanalen zonder scheepvaart, natuurvriendelijke oevers). Voor de minder optimale situatie kan het MEP worden geschat door ook de categorie 2 en voor de R-typen ook categorie 3 soorten te schrappen uit de verwachting. Alleen in specifieke situaties kan nauwkeuriger worden aangegeven welke soorten in een MEP mogen worden verwacht.

De maximumscores worden dan als aangegeven in tabel 6.3.

*Tabel 6.3 Maximumscores wanneer de soorten van categorie 1 worden geschrapt (optimaal) en wanneer de soorten van categorie 1 en 2 (en voor R-typen ook 3) worden geschrapt (minimaal). Bij de oeversoorten van de M-typen komen geen soorten waarvoor de kans op voorkomen lager wordt geschat.*

		M20	M25	R6	R12
waterplanten	natuurlijk	97	127	90	86
	optimaal	61	87	78	58
	minimaal	7	9	29	22
oeverplanten	natuurlijk	51	91	109	121
	optimaal	51	91	93	89
	minimaal	51	91	34	53

#### **Oevers, natuurvriendelijke oevers**

Een karakteristieke oeverbegroeiing ontbreekt waar de oevers zijn versterkt door een damwand of steenbestorting, of deze wijkt dermate af van de referentie van het meest gelijke watertype, dat hiervoor geen beoordeling kan plaatsvinden. Gedeelten die echter zijn ingericht als natuurvriendelijke oever benaderen de natuurlijke situatie wel. De begroeiing die hier mag worden verwacht wijkt is essentie niet af van die uit de natuurlijke referentie.

#### **6.3.3.2 Data-analyse**

##### **Abundantie**

Data over abundantie van groeivormen in concrete wateren zijn nauwelijks gegevens beschikbaar. Deze werden tot nu toe niet verzameld en kunnen alleen worden geschat. Uitzonderingen daarop zijn gegevens uit rapporten over ontwikkeling van natuurvriendelijke oevers die spaarzaam zijn gepubliceerd in bruikbare vorm. Hier blijkt steeds dat de groeivormen S, N en O waarop wordt getoetst zeer ruim aanwezig zijn en vaak aan de criteria voor de klasse 'zeer goed' voldoen voor de betreffende deelmaatlaten.

Op grond van het voorkomen van bepaalde soorten in gegevens over soortensamenstelling zou een schatting kunnen worden gemaakt in hoeverre bepaalde groeivormen aanwezig zijn in de rest van het kanaal, maar dat lijkt bij de beschikbare gegevens tot zeer onbetrouwbare schattingen te leiden.

##### **Soortensamenstelling**

Er is gebruik gemaakt dezelfde gegevens uit Limnodata Neerlandica die ook voor de data-analyse voor macrofauna zijn gebruikt. Alle kanalen die waren aangemerkt als behorende tot de typen M7 en M10 (volgens Elbersen e.a. 2003) zijn getoetst met de maatlaten van de natuurlijke typen M5, M11, M16, M20, M25, R5, R6 en R12. Daarbij zijn monsters van verschillende locaties van hetzelfde kanaal samengevoegd om een betere schatting van de soortenrijkdom van het kanaal te verkrijgen.

Het bleek dat de meeste kanalen de kwalificatie slecht kregen voor zowel waterplanten als oeverplanten, een aantal kanalen scoorde ontoereikend voor waterplanten en groter aantal ontoereikend voor oeverplanten en enkele matig voor oeverplanten. Dit was te verwachten omdat de meeste kanalen sterk verminderde mogelijkheden hebben voor macrofyten.

Bij de kanalen die bij de data-analyse voor macrofauna een drukgradiënt was toegewezen is de beoordeling vergeleken met deze drukgradiënt. Er bleek in het geheel geen verband.

Er is daarom afgezien van verdere analyse van de data naar betere en slechtere omstandigheden en de daarmee samenhangende maximum ecologisch potentieel.

Om een plafond te schatten voor de soortensamenstelling die mag worden verwacht in de kanalen is een analyse uitgevoerd op de kans van aantreffen van de soorten van de maatlaten voor natuurlijke wateren in de kanalen. Behalve naar het voorkomen zelf is gekeken naar de soorten die in tenminste 5% van de

kanalen werden aangetroffen. Dit zijn de soorten die ook kunnen worden verwacht bij een situatie die als MEP moet worden beoordeeld onder minder optimale omstandigheden (diepe kanalen met enige vorm van scheepvaart, geen of nauwelijks natuurlijke of natuurvriendelijke oevers).

De complete soortenlijsten van deze analyse staan weergegeven in de tabellen van bijlage 3. In tabel 6.4 staan de totalen van alle scores van de soorten die voorkomen en van de soorten die tenminste in 5% van de monsters voorkomen, beide vergeleken met de maximum score in het natuurlijke type.

*Tabel 6.4 Soorten die in de monsters in Limnodata voorkomen (frequentie, percentage van het aantal monsters waarin de soort voorkwam) en de score die deze maximaal geven op de deelmaatlatten van de verschillende natuurlijke watertypen.*

aangemerkt als getoetst aan natuurlijk type	M10				M7	
	M5	M11	M25	R12	M20	R6
waterplanten:						
totaal van hoogste scores	54	35	35	18	70	43
percentage van maximum in natuurlijk type	27	28	28	21	36	34
totaal soorten die > 5% voorkomen	24	17	17	13	31	20
percentage van maximum in natuurlijk type	12	13	13	15	16	16
oeverplanten:						
totaal van hoogste scores	48	31	31	49	36	27
percentage van maximum in natuurlijk type	38	34	34	40	28	41
totaal soorten die > 5% voorkomen	32	21	21	27	22	15
percentage van maximum in natuurlijk type	25	23	23	22	17	16

Het blijkt dat de meeste soorten die een hoge bijdrage aan de score kunnen geven (veelal de wat kritischer soorten) in de kanalen niet worden aangetroffen. De soorten die wel worden aangetroffen kunnen maar 27 - 36% van de oorspronkelijke score voor waterplanten en 28 - 41% van de score voor oeverplanten leveren. De soorten die in tenminste 5% van de monsters voorkomen kunnen maar 12 - 16% van de oorspronkelijke score voor waterplanten en 16 - 25% van de score voor oeverplanten leveren.

Blijkens de beschikbare rapporten over natuurvriendelijke oevers kunnen vrijwel alle soorten die worden genoemd in de referenties voor M-typen zich ook op natuurvriendelijke oevers vestigen. Bij de R-typen worden veel soorten van de categorie 1 en 2 uit de referentie niet of nauwelijks op natuurvriendelijke oevers aangetroffen. Een deel van de monsters uit Limnodata Neerlandica is afkomstig van natuurvriendelijke oevers, maar hoeveel dat er zijn is niet duidelijk omdat het niet altijd goed is aangegeven.

### **Fytobenthos**

Om het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) en het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) voor het fyto-benthos te kunnen omschrijven is een snelle analyse van de beschikbare data verricht. De uitwerking van deze analyse staat in bijlage 7. De voornaamste conclusies hieruit is dat de meeste monster een (zeer) goede kwaliteit hebben.

### **6.3.3.3 Maatlatten**

Een default maatlat voor abundantie van macrofyten in kanalen is niet te geven. Er zijn wel een aantal richtlijnen te geven hoe de maatlatten moeten worden bepaald voor concrete wateren.

#### **Abundantie**

De deelmaatlat voor submerse begroeiing zal in veel van de grotere kanalen, zeker die met commerciële scheepvaart, moeten worden geschrapt uit de berekening omdat het begroeibare areaal afwezig is of te klein is om iets over te zeggen. Dat geldt dan meestal ook voor de drijfbladbegroeiing. Bij kanalen met steile oevers moet ook ten aanzien van de oeverbegroeiing worden gesteld dat het begroeibare areaal daarvoor afwezig is.

Bij de grootste en sterkst bevaren kanalen blijft voor het begroeibare areaal van alle relevante groeivormen alleen de natuurvriendelijke oevers over. Voor de minder bevaren kanalen met natuurlijker oever en de kleinere kanalen worden de maatlatten voor de verschillende groeivormen overgenomen van de natuurlijke wateren voor zover deze toepasbaar.

*Tabel 6.5 Toepassing van de deelmaatlaten abundantie voor groeivormen*

categorie	toepasbaarheid
A: Groot kanaal, veel scheepvaart, steile oevers	alle deelmaatlaten voor abundantie irrelevant
B: Groot kanaal, weinig tot veel scheepvaart, hier en daar natuurvriendelijke oevers	deelmaatlaten voor Submers, Drijvend, Emers en Oever van toepassing op areaal natuurvriendelijke oevers
C: Groot kanaal, matig tot weinig scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	deelmaatlat voor Drijvend en Oever van toepassing voor gehele lengte
D: Kleiner kanaal of vaart, weinig tot geen scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	deelmaatlat voor Submers, Drijvend, Emers en Oever van toepassing voor gehele lengte
E: Kleiner kanaal of vaart, geen scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	deelmaatlat voor Submers, Drijvend, Emers en Oever van toepassing voor gehele lengte

De bedekkingspercentages die als grens worden gehanteerd tussen kwaliteitsklassen voor de verschillende groeivormen hoeven binnen het begroeibare areaal niet te worden aangepast.

### Soortensamenstelling

Waar het begroeibare areaal voor de verschillende groeivormen minimaal is, kan ook geen maatlat voor soortensamenstelling worden berekend. Er wordt echter van uitgegaan dat voor een MEP tenminste enige soorten aanwezig zijn en dat zelfs onder de minst gunstige omstandigheid wel enige macrofyten aanwezig zijn op de locaties die als een of andere vorm van mitigerende maatregel zijn aangepast.

De maatlaten zoals die voor de natuurlijke wateren worden gehanteerd worden hier overgenomen, met dien verstande dat van aangepaste maxima wordt uitgegaan volgens tabel 6.6. Als referentie worden beide natuurlijke typen gebruikt, de beste score op een van beide maatlaten geldt als maatlatscore.

*Tabel 6.6 Toegepaste maximum scores voor de berekeningen met de maatlaten van de natuurlijke typen*

categorie	toepassing	maximum scores	
		waterplanten	oeverplanten
A: Groot kanaal, veel scheepvaart, steile oevers	M20, R6	20	25
B: Groot kanaal, weinig tot veel scheepvaart, hier en daar natuurvriendelijke oevers	M20, R6	30	50 resp. 30
C: Groot kanaal, matig tot weinig scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	M20, R6	40	50 resp. 90
D: Kleiner kanaal of vaart, weinig tot geen scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	M25, R12	50	90
E: Kleiner kanaal of vaart, geen scheepvaart, redelijk natuurlijke oevers	M25, R12	70	90

De hoogte van deze maxima is afgeleid uit de waarden voor natuurlijke typen. De waarden voor de grote kanalen komen redelijk overeen met de waarden die uit de data-analyse komen. Voor de kleinere kanalen liggen de waarden veel hoger dan uit de data-analyse komt; hier wordt aangenomen dat de data een sterke onderschatting geven door de zeer onvolledige bemonstering en doordat de wateren van dit type sterk ondervertegenwoordigd zijn.

### Fytobenthos

Er zijn geen argumenten dat de kunstmatige hydromorfologie van de kanalen voor het fytobenthos wezenlijk andere omstandigheden schept dan in natuurlijke wateren. Ondanks de in verhouding hoge nutriëntenconcentraties hebben veel kanalen op grond van de beoordeling met de bestaande maatlaten voor de natuurlijke wateren van de meest overeenkomende natuurlijke typen een goede score. In beginsel kunnen deze dan ook worden gebruikt, zij het dat er voor elk concreet geval een afweging dient te worden gemaakt.

## 6.3.4 MACROFAUNA

### 6.3.4.1 Verschillen met de referentie

#### Peilbeheersing, normalisatie, oeverinrichting

De effecten van peilbeheersing werken voor macrofauna alleen indirect door in samenhang met de aan- of afwezigheid van oevervegetatie. Een vast peilregime kan bij onbeschoeide oevers leiden tot afslag en

daarmee samenhangend verdwijnen van waterplanten. Macrofaunasoorten die een voorkeur hebben voor structuur (waterplanten) zullen minder of geen kans op voorkomen hebben. De aanwezigheid van oeverbeschoeiing of stortsteen biedt mogelijkheden voor soorten van harde substraten. Voorbeelden hiervan zijn driehoeksmosselen, phrygische mutsen en kreeftachtigen. Ook een aantal recent binnengekomen exoten zoals de vlokreeft *Dikerogammarus* kunnen goed gedijen op harde substraten.

### Scheepvaart

De diepte is in sommige kanalen maar heel weinig groter dan de diepgang van de schepen. Vooral onder die omstandigheden leidt dit tot grote plaatselijke opwerveling van bodemdeeltjes en mechanische belasting. Een dergelijk dynamische en sterk verstoorde leefomgeving biedt maar weinig soorten kans zich succesvol te handhaven. Door het vaak gestuwde karakter van een kanaal is er weinig stroming waardoor rheofiele soorten in combinatie met lagere zuurstofcondities weinig tot geen kansen hebben.

Soorten die afhankelijk zijn van planten zullen in de veelal plantenloze kanalen met intensieve scheepvaart weinig kans hebben. De vegetatie komt alleen goed tot ontwikkeling wanneer het gebruik extensief is, zodat het effect van de door de scheepvaart veroorzaakte golfslag beperkt kan blijven.

Migratieproblemen als gevolg van stuwen en sluzen spelen bij macrofauna nauwelijks een rol, enerzijds omdat ze zich eenvoudig laten schutten en anderzijds omdat veel insectensoorten in de adulte fase zich eenvoudig kunnen verspreiden.

Hoewel de kanalen in de Nederlandse typologie tot de KRW-categorie "meren" zijn gerekend, kunnen er ook kenmerken van stromende wateren optreden. In diverse kanalen zijn vis- en macrofaunasoorten aangetroffen die kenmerkend zijn voor stromende situaties. De stroomsnelheid in een kanaal kan behoorlijk hoog zijn en de verblijftijd kort. Ook veroorzaken passerende schepen telkens een sterk dynamische situatie op aan de oever en bodem waar alleen stromingsminnende soorten zich kunnen handhaven.

#### 6.3.4.2 Data-analyse

De potenties voor de macrofauna gemeenschap hangen sterk samen met de (kwaliteit van de) beschikbare habitats en substraten en de intensiteit van de voornaamste menselijke belastingen of drukken. De voornaamste (niet chemische) drukken die relevant zijn voor het definiëren van het Maximaal Ecologisch Potentieel zijn:

- stroming
- scheepvaart
- aard van de oever
- aanwezigheid van waterplanten

De maatlat voor kanalen moet voor deze drukken dus de afwijking kunnen detecteren ten opzichte van de ecologisch meest optimale toestand: het Maximaal Ecologisch Potentieel. De aanpak is gericht op het samenstellen van een drukgradiënt voor de genoemde factoren op basis van concrete kanalen. Vervolgens is onderzocht welke bestaande maatlat voor M-of R-typen geschikt is om deze gradiënt te weerspiegelen. De data-analyse heeft zich gericht op de volgende vragen:

- zijn de bestaande concept-KRW maatlaten bruikbaar voor kanalen, met andere woorden is er een goede relatie met de drukgradiënt in kanalen?
- zo nee, zijn er andere mogelijkheden voor de maatlat?

Voor 17 kanalen verdeeld over Nederland en de twee kanaaltypen is aan de waterbeheerders gevraagd hun kanalen te karakteriseren aan de hand van 4 vragen met elke 3 keuzemogelijkheden in oplopende intensiteit.

Stroming:	Scheepvaart:	Aard oever:	Waterplanten:
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Niet</li> <li>• Veranderende stroming (in richting en/of snelheid)</li> <li>• Constant veel stroming</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• geen</li> <li>• weinig (alleen pleziervaart)</li> <li>• veel (ook grotere schepen, beroepsvaart)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Onbeschoeid (bijv. natuurvriendelijke oevers)</li> <li>• Open oeververdediging (bijv stortsteen)</li> <li>• Beschoeid (door bijv damwanden of hout)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• geen</li> <li>• weinig</li> <li>• veel</li> </ul>

De antwoorden op deze vragen zijn vervolgens omgezet naar een klasse op de drukgradiënt (zie tabel 6.7 en afbeelding 6.2). De factor stroming is hierbij afgevalen omdat deze te weinig eenduidig is en gegevens

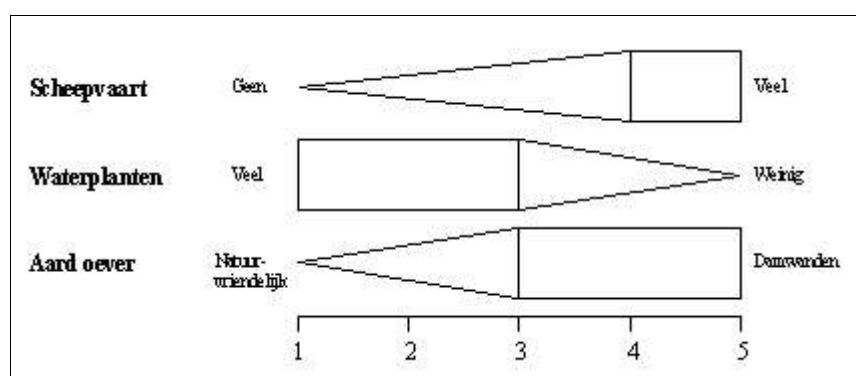


niet eenvoudig beschikbaar zijn. De stroming is vaak erg veranderlijk waarbij ook de stromingsrichting kan variëren gedurende het jaar (inlaat/uitlaat situaties). In tabel 6.8 is aan de klassen op de drukgradiënt een kwalitatieve omschrijving gegeven.

In tabel 6.9 is voor de onderzochte kanalen het KRW-type en de klasse op de drukgradiënt weergegeven. De fysisch-chemische waterkwaliteitsgegevens van de kanalen zijn uit de Limnodata Neerlandica beschikbaar gemaakt.

Tabel 6.7 Toedeling klasse op de druk gradiënt bij combinaties van beïnvloedingen

	Planten	geen			weinig			veel		
		Scheepvaart	geen	weinig	veel	geen	weinig	veel	geen	weinig
<b>Aard oever</b>										
beschoeid/damwanden		5	5	5	4	4	4	3	3	-
open/begroeibaar		4	4	5	3	3	4	2	2	-
natuurvriendelijk		3	3	4	2	2	1	1	2	-



Afbeelding 6.2 Toedeling klasse op de drukgradiënt bij bepaalde mate van beïnvloeding

Tabel 6.8 Kwalitatieve omschrijving bij de klassen op de drukgradiënt

Klasse op de drukgradiënt	Kwalitatieve omschrijving
1	Natuurlijke oevers, veel waterplanten en geen scheepvaart
2	Voornamelijk natuurlijke oevers, veel waterplanten en weinig tot geen scheepvaart
3	Redelijke natuurlijke oevers, weinig waterplanten en weinig tot geen scheepvaart.
4	Meestal onnatuurlijke oevers, weinig tot geen waterplanten en weinig tot veel scheepvaart
5	Onnatuurlijke oevers, weinig tot geen waterplanten en weinig tot veel scheepvaart

Tabel 6.9 Klasse per kanaal op de drukgradiënt

Kanaal	Waterschap	Drukgradiënt
Arkervaart	WVE	5
Beemsteruitwatering	HHN	4
Binnenboezem Berkel	HHD	1
Egmondervaart	HHN	1
Gelderse gracht	WV	3
Hennipsloot	HHS	2
Kanaal door Voorne	WHD	4
Kanaal Stolpen Kolhorn	HHN	5
Katwijkskanaal	HHR	4
Kromme tocht	HHS	3
N-H Kanaal	HHN	5
noordermerkkanaal	WV	3

Ringvaart PPA	HHS	2
Ringvaart ZPP	HHS	2
Schie	HHD	5
Tiendwetering	WRL	2
Vaart Bleiswijk	HHS	3

#### Toetsing aan de bestaande (bijgestelde) maatlatten

Voor de genoemde kanalen zijn macrofaunamonsters vanaf 1985 tot en met 2004 meegenomen. Het betreft 176 faunamonsters van 5 meter lengte met behulp van het standaardnet. Deze monsters zijn getoetst aan de bestaande concept-KRW maatlatten. Deze toetsing is op 2 verschillende manieren uitgevoerd:

Toetsing met maatlat meest gelijkende M-typen:

- M7 monsters zijn getoetst met de maatlat van M20 (diepe gebufferde meren);
- M10 monsters zijn getoetst met de maatlat van M25 (ondiepe laagveenplassen).

Toetsing met samengevoegde indicatorsoortenlijsten van de meest gelijkende M-typen en R-typen:

- M7 monsters zijn getoetst met de samengestelde lijsten van M20 en R6 (langzaam stromend riviertje op zand/klei);
- M10 monsters zijn getoetst met de samengestelde lijsten van M25 en R12 (langzaamstromende middenloop/ benedenloop op veenbodem).

Voor deze toetsingen is gebruik gemaakt van de nieuwe voorstellen voor de maatlatten uit het RIZA-project Validatie en verdere operationalisering van de concept-KRW-maatlatten (Knoben, in prep). Dit betreft zowel de opgeschoonde indicatorsoortenlijsten (versie oktober 2005) als de nieuw voorgestelde berekeningsformule (zie ook bijlage 11).

$$\text{Maatlatscore of EKR} = \{ 200 \cdot (KM/KM_{max}) + (100 - DN) + (KM\% + DP\%) \} / 400$$

Waarbij:

EKR = Ecologische Kwaliteits Ratio (tussen 0 en 1)

KM = relatieve aantal kenmerkende taxa in een monster

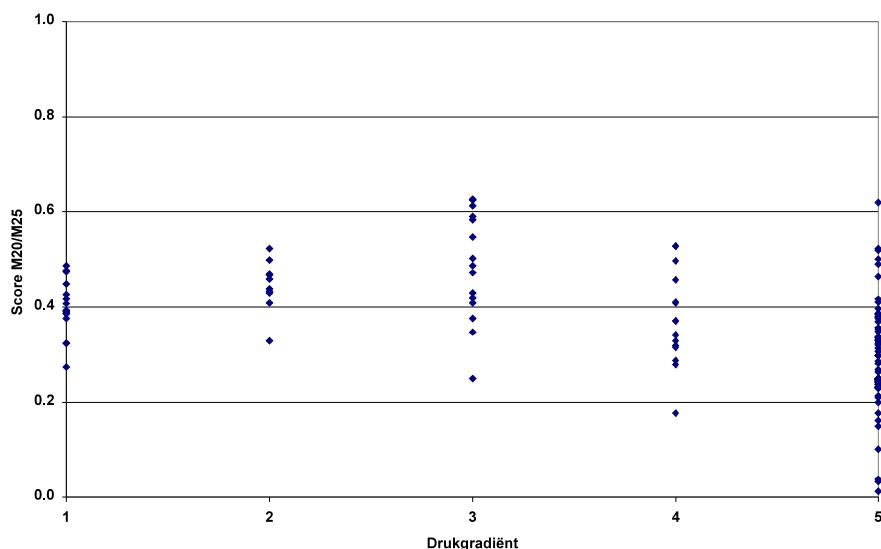
DN = relatieve abundantie van de dominant negatieve taxa in een monster

DP = relatieve abundantie van de dominant positieve taxa in een monster.

K<sub>max</sub> = aftoppingsfactor die het maximaal te verwachten aantal kenmerkende taxa in een watertype aangeeft.

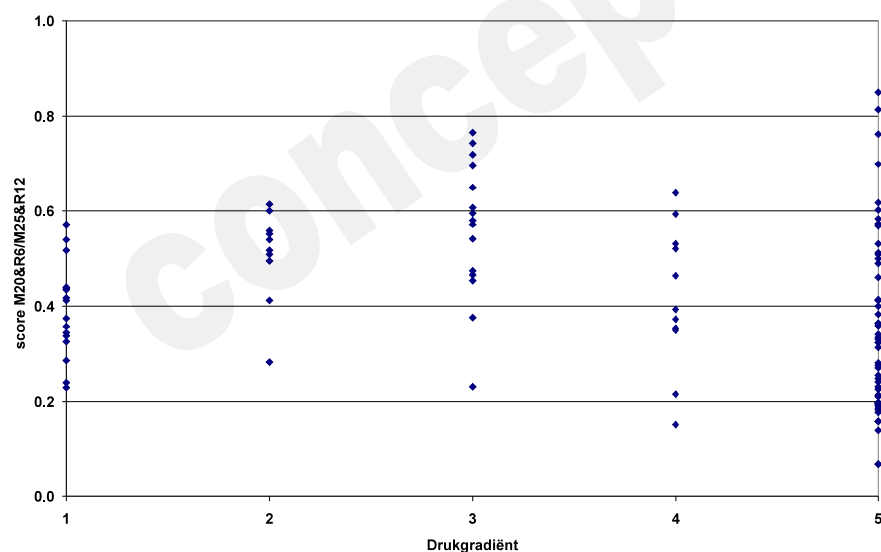
Voor de kanalen M7 en M10 is een K<sub>max</sub> van 33% gehanteerd (overeenkomend met de meest gelijkende M-typen).

Abeelding 6.6 toont dat er geen duidelijke relatie is tussen de maatlatscore van de meest gelijkende M-typen en de drukgradiënt. De maatlatscores liggen voornamelijk in de klassen ontoereikend en matig. Relatief weinig belaste kanalen scoren niet beter dan de zwaarder belaste of sterker beïnvloede kanalen.



Afbeelding 6.3 Maatlatscore meest gelijkende M-typen ten opzichte van de drukgradiënt

Ook in het geval waarbij de indicatorsoortenlijsten voor de toetsing zijn samengesteld uit de M- en R-typen ontstaat er geen duidelijke relatie tussen de maatlatscore en de druk gradiënt (zie afbeelding 6.3). De scores liggen voornamelijk in de klassen ontoereikend, matig en goed. Relatief weinig belaste kanalen scoren niet beter dan de zwaarder belaste kanalen.



Afbeelding 6.4 Maatlatscore meest samengestelde lijsten meest gelijkende M- en R-typen ten opzichte van de drukgradiënt

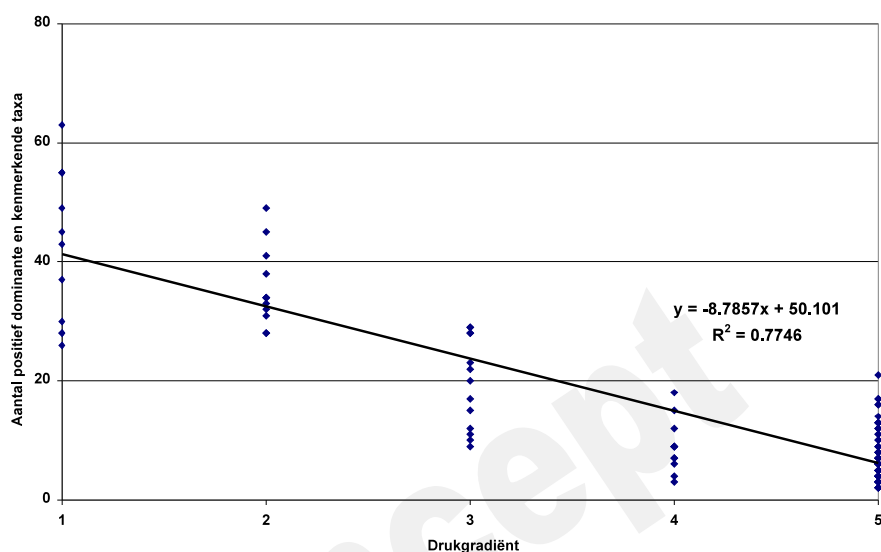
#### Alternatieven voor de maatlat

De vorige paragraaf toonde dat de bestaande maatlaten slechts een zwakke relatie vertonen met de geconstrueerde drukgradiënt. Daarom zijn twee andere mogelijkheden onderzocht:

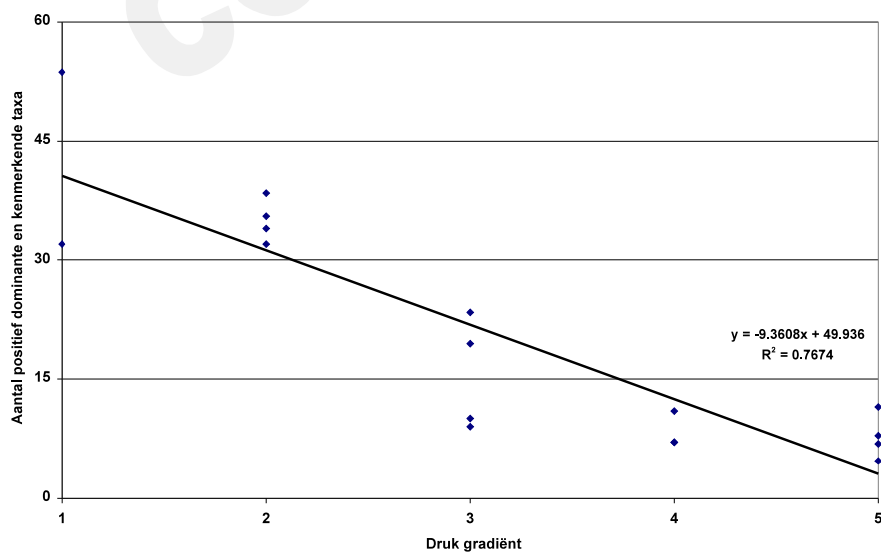
- bestaat er een relatie met een eenvoudige indicator zoals het aantal aanwezige taxa die in de maatlaten voor natuurlijke wateren als positief dominant en/of kenmerkend zijn aangemerkt? Deze taxa zijn geselecteerd uit de in het kader van het RIZA-project Validatie en verdere operationalisering van de concept-KRW maatlaten (Knoben e.a. in prep) opgeschoonde indicatorsoortenlijsten (versie oktober 2005)
- bestaat er een relatie tussen de habitatvoorkeur van macrofaunasoorten en de druk?

*Relatie drukgradiënt met het aantal positief dominante en kenmerkende taxa*

Uit de indicatorsoortenlijsten (versie oktober 2005) zijn alle taxa die als positief dominant of kenmerkend aangemerkt zijn bij één of meerdere typen geselecteerd (alle R- en M-typen). Vervolgens is onderzocht hoeveel taxa van deze lijst in de macrofaunamonsters van de kanalen voorkomen. Het blijkt dat er een duidelijke relatie bestaat tussen het aantal positief dominante en kenmerkende taxa in alle afzonderlijke monsters en de geconstrueerde drukgradiënt (zie afbeelding 6.5). Dit geldt ook voor het gemiddelde aantal dergelijke taxa per kanaal (zie afbeelding 6.6). Het aantal van positief dominante en kenmerkende taxa in de monsters is bij weinig belaste kanalen duidelijk groter dan bij sterk belaste kanalen. In afbeelding 6.6 valt op dat er een duidelijke tweedeling is tussen de sterk en minder sterk belaste kanalen. Hierbij hebben de weinig belaste kanalen over het algemeen meer dan 30 positief dominante en kenmerkende taxa per monster terwijl de sterker belaste kanalen meestal minder dan 30 dergelijke taxa per monster bevatten.



Afbeelding 6.5 Aantal dominante en kenmerkende taxa per monster ten opzichte van de drukgradiënt (alle monsters)



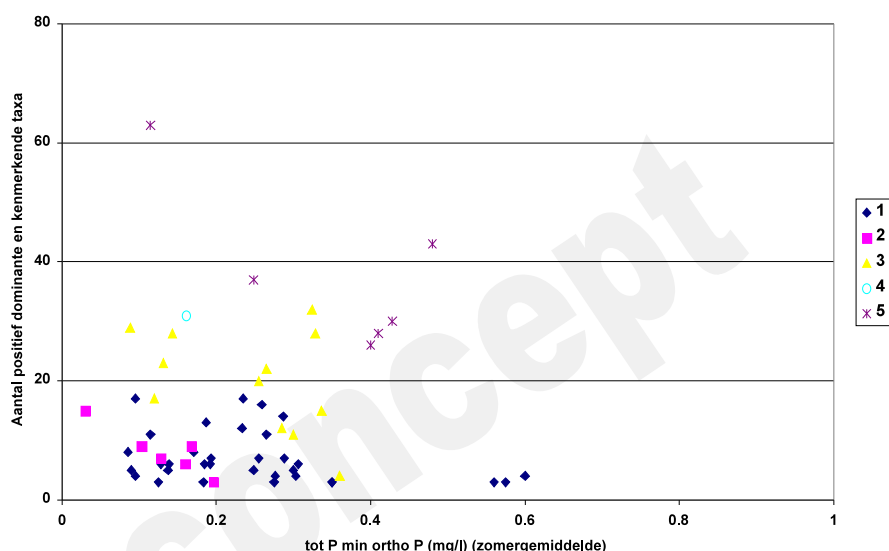
Afbeelding 6.6 Gemiddeld aantal positief dominante en kenmerkende taxa over beschikbare monsters per kanaal als functie van de drukgradiënt

Voor het afleiden van het MEP en bijbehorend GEP voor kanalen in verschillende staat van hydromorfologische belasting blijkt een eenvoudige indicator als het aantal positief dominante en kenmerkende taxa dus goed bruikbaar. Voor de verdere invulling van de maatlat (voor de klassen onder GEP) moeten ook andere factoren zoals de waterkwaliteit meegenomen worden. Dit kon binnen het bestek van dit onderzoek en de kleine dataset slechts in beperkte mate gebeuren.

Ter illustratie is de relatie van de indicator aantal positieven en kenmerkende taxa onderzocht met de hoeveelheid nutriënten in de waterkolom. Hiervoor is de maat zomergemiddelde Totaal-P minus ortho-fosfaat (dus het biologisch gebonden fosfaat) gehanteerd. Dit is een maat voor het fosfaat dat tot expressie komt in algengroei. De reden om hiervoor te kiezen boven chlorofyl is dat bij korte verblijftijden het fosfaat niet allemaal wordt omgezet.

In afbeelding 6.7 is de relatie weergegeven. De symbolen geven aan in welke klasse op de drukgradiënt het kanaal valt waar de betreffende monsters zijn genomen.

Het verband dat hierin zichtbaar wordt is dat een goede klasse (lees hoog aantal taxa) alleen bereikt kan worden als het fosfaat niet te hoog is. Een laag fosfaatgehalte garandeert niet dat veel positief dominante en kenmerkende taxa voorkomen.



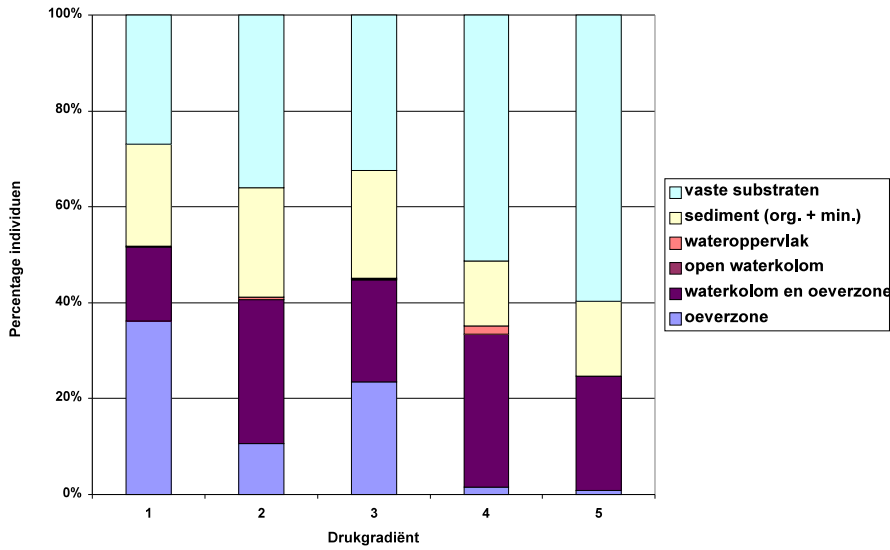
Afbeelding 6.7 Relatie tussen biologisch gebonden fosfaat en het aantal positief dominante en kenmerkende taxa (alle monsters)

#### Habitatvoorkeur als maatlat

Tenslotte is gekeken wat de verdeling van de macrofauna over de verschillende habitats is bij de verschillende klassen op de drukgradiënt. Hierbij zijn de volgende groepen onderscheiden:

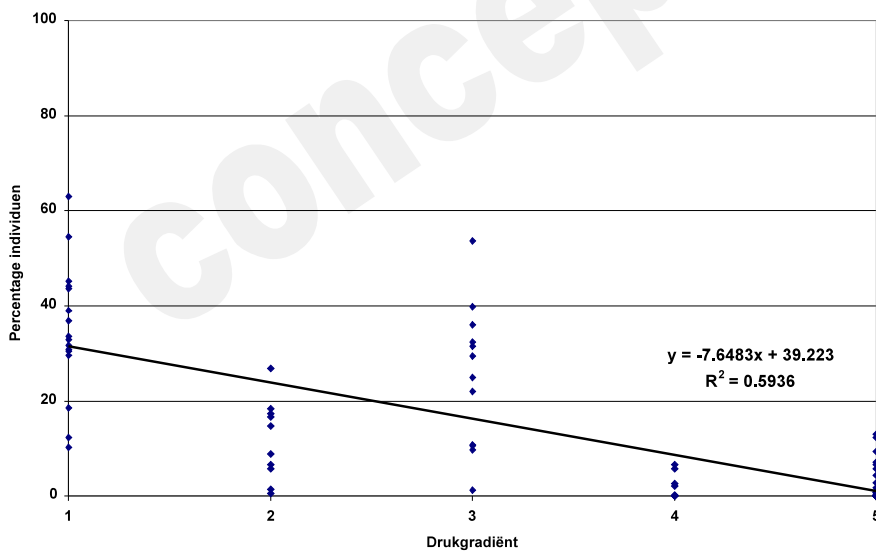
- soorten met voorkeur voor de oeverzone (veel plantminnende soorten);
- soorten met voorkeur voor het open water;
- soorten met zowel de oeverzone als de open waterkolom als habitat;
- soorten van vaste substraten (oeververdediging);
- soorten die het sediment bewonen (zowel organisch als mineraal sediment);
- soorten van het wateroppervlak.

In afbeelding 6.8 is de verdeling van de individuen over de habitats weergegeven per klasse op de drukgradiënt. Bij de meest beïnvloede kanalen (klasse 1 en 2) vormen de vaste substraten het voornaamste habitat. De meer natuurlijke kanalen hebben duidelijk meer macrofauna die enkel afhankelijk is van de oeverzone. Soorten die afhankelijk zijn van sediment en soorten die zowel in het openwater als in de oeverzone voorkomen zijn in alle typen kanalen goed vertegenwoordigd. Macrofaunasoorten die enkel afhankelijk zijn van het open water of die leven op het wateroppervlak blijken nauwelijks voor te komen in de onderzochte kanalen.

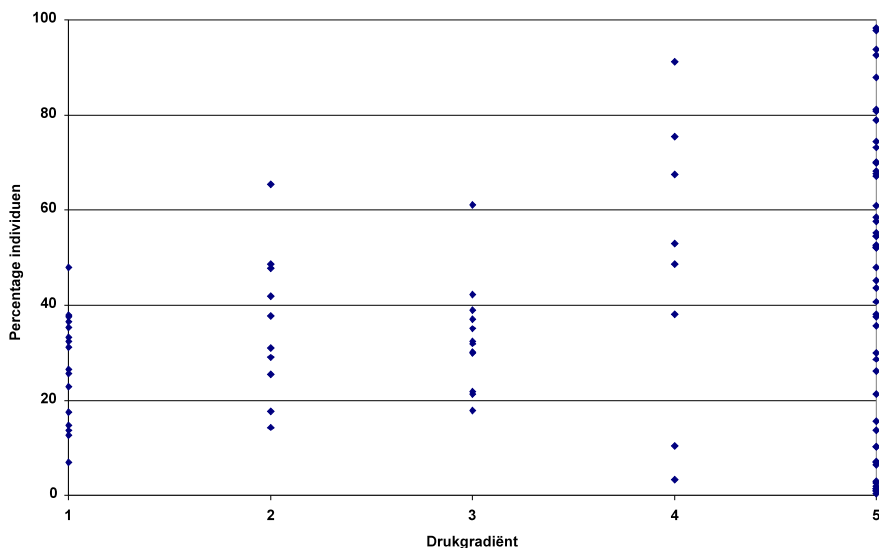


Afbeelding 6.8 Percentage individuen per habitat

In de afbeeldingen 6.9 en 6.10 zijn de percentages individuen die afhankelijk zijn van de oeverzone of van vaste substraten uitgezet op de drukgradiënt. Met name het percentage individuen met de oeverzone als habitat heeft een duidelijke relatie met de drukgradiënt. Het percentage individuen op vaste substraten heeft een slechte relatie met de drukgradiënt. Dit komt met name door de grote spreiding bij de sterk belaste kanalen (klasse 1 en 2). Wel is duidelijk te zien dat bij de matig tot licht belaste kanalen het percentage individuen op vaste substraten meestal minder dan 50% bedraagt.



Afbeelding 6.9 Percentage individuen per monster met de oeverzone als habitat



Afbeelding 6.10 Percentage individuen per monster met vaste substraten als habitat

### 6.3.4.3 Maatlatten

#### Eenvoudige indicator

De analyse heeft laten zien dat de bestaande concept-KRW maatlatten van de meest gelijkende natuurlijke typen geen goede relatie hebben met de voornaamste menselijke belastingen die in deze kanalen relevant zijn.

Het blijkt dat een relatief eenvoudige indicator zoals het aantal gevangen positief dominante en kenmerkende taxa in een monster (5 meter met standaard macrofauna-net) wel een goede weerspiegeling is van de mate van beïnvloeding van de kanalen. Hierbij is een vrij duidelijk omslagpunt te zien tussen de weinig en matig tot sterk kunstmatige kanalen. In standaardmonsters van hier onderzochte matig tot sterk beïnvloede kanalen zijn meestal minder dan 30 dergelijke taxa aangetroffen terwijl in weinig beïnvloede, meer natuurlijke kanalen meestal meer dan 30 dergelijke taxa per monster aangetroffen zijn. Naast het aantal positief dominante en kenmerkende taxa is ook het percentage individuen dat de oeverzone of harde substraten (stortsteen, beschoeiing) als habitat hebben een indicatie voor de natuurlijkheid van het kanaal. Naarmate het kanaal minder kunstmatige kenmerken zoals harde beschoeiing en een meer natuurlijk karakter heeft, zal het aandeel in de oeverzone toenemen

Daarnaast bestaat de macrofauna in de licht tot matig aangetaste kanalen voor minder dan 50% uit soorten van vaste substraten. Bij sterk aangetaste kanalen kan deze groep tot 100% van de taxa in de monsters beslaan. De grote spreiding van de percentages in de monsters kan de verdeling van de macrofauna over de habitats niet gebruikt worden voor het afleiden van de MEP's en GEP's. Bij het bepalen van maatregelen is de verdeling van de macrofauna over de verschillende habitats wel interessant omdat ze een indicatie geven welke habitats weinig aanwezig zijn. Maatregelen die deze habitats creëren of verbeteren zorgen voor extra taxa waardoor het GEP gehaald kan worden.

MEP's en GEP's op basis van het aantal positief dominante en kenmerkende taxa per standaardmonster is gevoelig voor de mate van uitdetermineren. De monsters uit de gebruikte dataset zijn door de betrokken beheerders zoveel mogelijk uitgedetermineerd, ook de watermijten.

#### Voorstel MEP en GEP

Het Maximaal en Goed Ecologisch Potentieel van een kanaal zijn afhankelijk van de specifieke situatie en belasting van dat betreffende kanaal. Het Amsterdam-Rijnkanaal met veel scheepvaart, grotendeels met damwanden verdedigde oevers en weinig waterplanten zal een lager MEP en GEP hebben dan een kanaal met begroeide oevers, veel waterplanten en weinig of geen scheepvaart (zoals de Egmondervaart). Het MEP en GEP zal dan ook per specifieke situatie vastgesteld moeten worden. Aansluitend op de bovenstaande conclusies kunnen de volgende MEP/GEP's gehanteerd worden voor de hier gebruikte

voorbeeldsituaties:

Tabel 6.10 Afleiding MEP en GEP in termen van het aantal positief dominante en kenmerkende taxa in een standaard macrofaunamonster

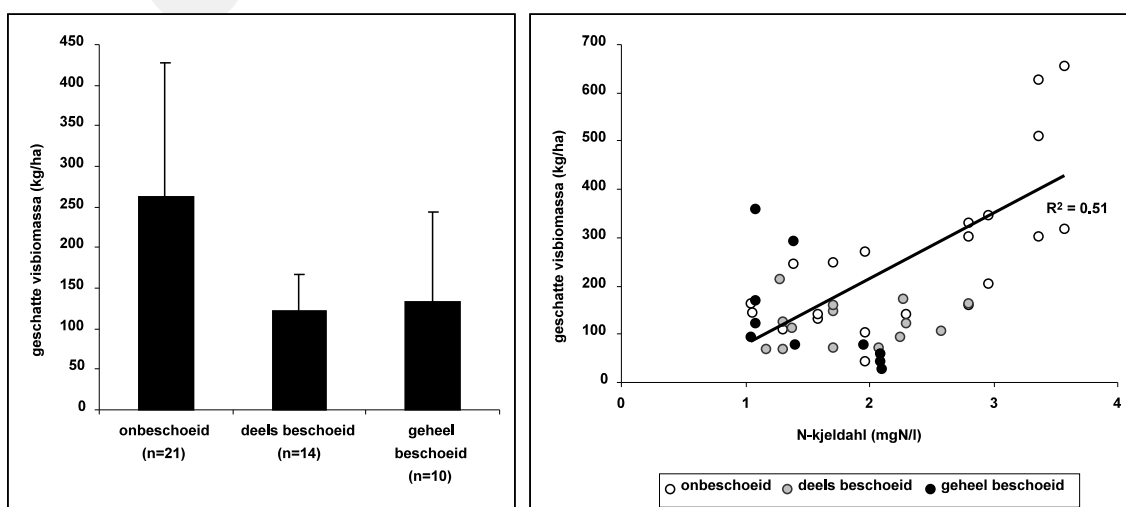
Kwalitatieve omschrijving	MEP	GEP
1: Natuurlijke oevers, veel waterplanten en geen scheepvaart	>60	51
2: Voornamelijk natuurlijke oevers, veel waterplanten en weinig tot geen scheepvaart	50	41
3: Redelijke natuurlijke oevers, weinig waterplanten en weinig tot geen scheepvaart.	30	25
4: Meestal onnatuurlijke oevers, weinig tot geen waterplanten en weinig tot veel scheepvaart	25	21
5: Onnatuurlijke oevers, weinig tot geen waterplanten en weinig tot veel scheepvaart	20	10

### 6.3.5 VISSSEN

#### 6.3.5.1 Verschillen met de referentie

Peilbeheersing, normalisatie, oeverinrichting en scheepvaart hebben allemaal meer of minder verregaande invloed op de vegetatie in de oeverzone. In het ergste geval is een water volledig beschoeid, voor de vis betekent dat het ontbreken van paai- opgroei en schuilplaatsen. Niet alle soorten hebben dat even hard nodig, vooral de met planten geassocieerde vissen (de groepen plantminnende vis en zuurstoftolerante vis) gaan achteruit bij het verdwijnen van natuurlijke oevervegetaties. In volledig beschoeide scheepvaartkanalen ontbreken deze groepen vrijwel volledig, in smalle plantenrijke kanalen kunnen ze ondanks een vast peil nog dominant zijn.

Overigens hebben beschoeiing en scheepvaart ook invloed op de totale hoeveelheid vis in een kanaal (integrale ecologische systeemanalyse boezemwateren Hollands Noorderkwartier, Witteveen+Bos, 2003). Afbeelding 6.11 laat dit zien voor zoete kanalen in Noord-Holland (<300 mg Cl/l). De linker figuur laat de gemiddelde biomassa zien die op basis van gestandaardiseerde bemonstering is geschat. In de onbeschoeide kanalen is die gemiddeld meer dan 2 maal zo hoog als in de deels of geheel beschoeide kanalen. De rechter figuur laat zien dat de biomassa ook samenhangt met de voedselrijkdom van het water, in dit geval met het kjeldahl-stikstofgehalte (N-kjeldahl is organisch stikstof zoals algen + ammonium). In de onbeschoeide wateren worden bij de hogere N-gehalten ook hogere visbiomassa's aangetroffen. In de beschoeide wateren zijn de gehalten in absolute zin lager (weinig algen) en wordt geen of eerder een negatief verband gevonden.



Afbeelding 6.11 Relatie tussen visbiomassa en beschoeiing (links) resp stikstofrijkdom (rechts) in zoete kanalen in Noord-Holland



Stuwen hebben effect op de migratie van vis. Dit geldt vooral voor de reofiele vis, deze soorten behoren echter niet tot de kenmerkende soorten voor kanalen. De limnofielen (vissen van stilstaand water) kunnen, indien de omstandigheden goed zijn, hun levenscyclus in het algemeen prima in een stuwpan van een kanaal voltooien. Voor deze soorten zijn de stuwen daarom ook niet per definitie limiterend. Het effect van stuwen op de visstand van kanalen wordt daarom niet verder uitgewerkt.

### 6.3.5.2 Data-analyse

Met de beschikbare visstandgegevens van kanalen die in de loop van de jaren bij Witteveen+Bos zijn verzameld zijn enkele analyses uitgevoerd. Het betreft visstandgegevens die op gestandaardiseerde wijze zijn bemonsterd conform de methoden uit het STOWA-handboek visstandbemonsteringen. Naast gegevens van Overijsselse (periode 1996-1999) en Noord-Hollandse kanalen (2000 - 2001) zitten er nog een aantal incidentele waarnemingen uit verschillende andere delen van het land in de database. Naast de visstandgegevens bevat de database ook gegevens over dimensies (breedte en diepte), vegetatiebedekking (submers en emergent), aanwezigheid van beschoeiing, zichtdiepte en incidenteel ook van waterkwaliteit. Met deze dataset zijn enkele verkennende analyses uitgevoerd om te onderzoeken of de relaties die gelden voor de visstand van meren en plassen ook gelden voor kanalen. De kwaliteit van de wateren in de dataset is sterk wisselend, van troebele (scheepvaart)kanalen met een door eurytopen (met name brasem en karper) gedomineerde visstand tot plantenrijke en heldere kanalen met een groot aandeel plantminnende vis. Onderstaand worden de resultaten gepresenteerd.

#### Indelen dataset in kwaliteitsklassen

Alvorens de analyse is uitgevoerd zijn de kanalen ingedeeld in kwaliteitsklassen op basis van de factoren:

- mate van beschoeiing:
  - score tussen 1 en 5, lineair afhankelijk van % beschoeiing waarbij 1=onbeschoeid en 5 = volledig beschoeid. De tussenliggende klassen worden bepaald door lineaire interpolatie en afronden naar dichtstbijgelegen klasse. Bijv 30% beschoeid is  $1 + 30/100*4 = 2,2 =$  klasse 2.
- bedekking met emergenten:
  - score tussen 1 en 5 waarbij: 1 = > 20%, 2 = 10-20%, 3 = 5-10%, 4 = 2-5%, 5 = <2%.
- submers:
  - score tussen 1 en 5, lineair afhankelijk van % submerse vegetatie waarbij 1=zeer plantenrijk en 5 = volledig kaal. De tussenliggende klassen worden bepaald door lineaire interpolatie en afronden naar dichtstbijgelegen klasse. Bijv 65 % submers is  $1 + (100-65)/100*4 = 2,4 =$  klasse 2.
- zicht/diepte:
  - deze indicator beoordeelt de helderheid in relatie tot de diepte en laat zien of er voldoende licht op de bodem komt. Waarde indicator; 1 = bodemzicht, 5 = zeer troebel, wordt bepaald door lineaire interpolatie en afronden naar dichtstbijgelegen klasse, Bijvoorbeeld zicht tot op ½ diepte,  $1 + (1 - 0,5)*4 = 3$ .
- totaalscore:
  - gemiddelde en afgeronde score van bovenstaande deelscores. De totaalscore in de dataset varieert tussen 2 en 5, klasse 1 komt niet voor. Dit is ook niet zo vreemd, om 1 te scoren moet een kanaal (vrijwel) onbeschoeid zijn, meer dan 20% emergente vegetatie hebben, dominant begroeid zijn met submerse vegetatie en bodemzicht hebben. Dergelijke kanalen bestaan wel (bijvoorbeeld in de Weerribben) maar zijn erg zeldzaam. Een dergelijk hoge score is eigenlijk alleen voor kanalen weggelegd zonder belangrijke afvoer- of scheepvaartfunctie zoals kanalen in natuurgebieden.

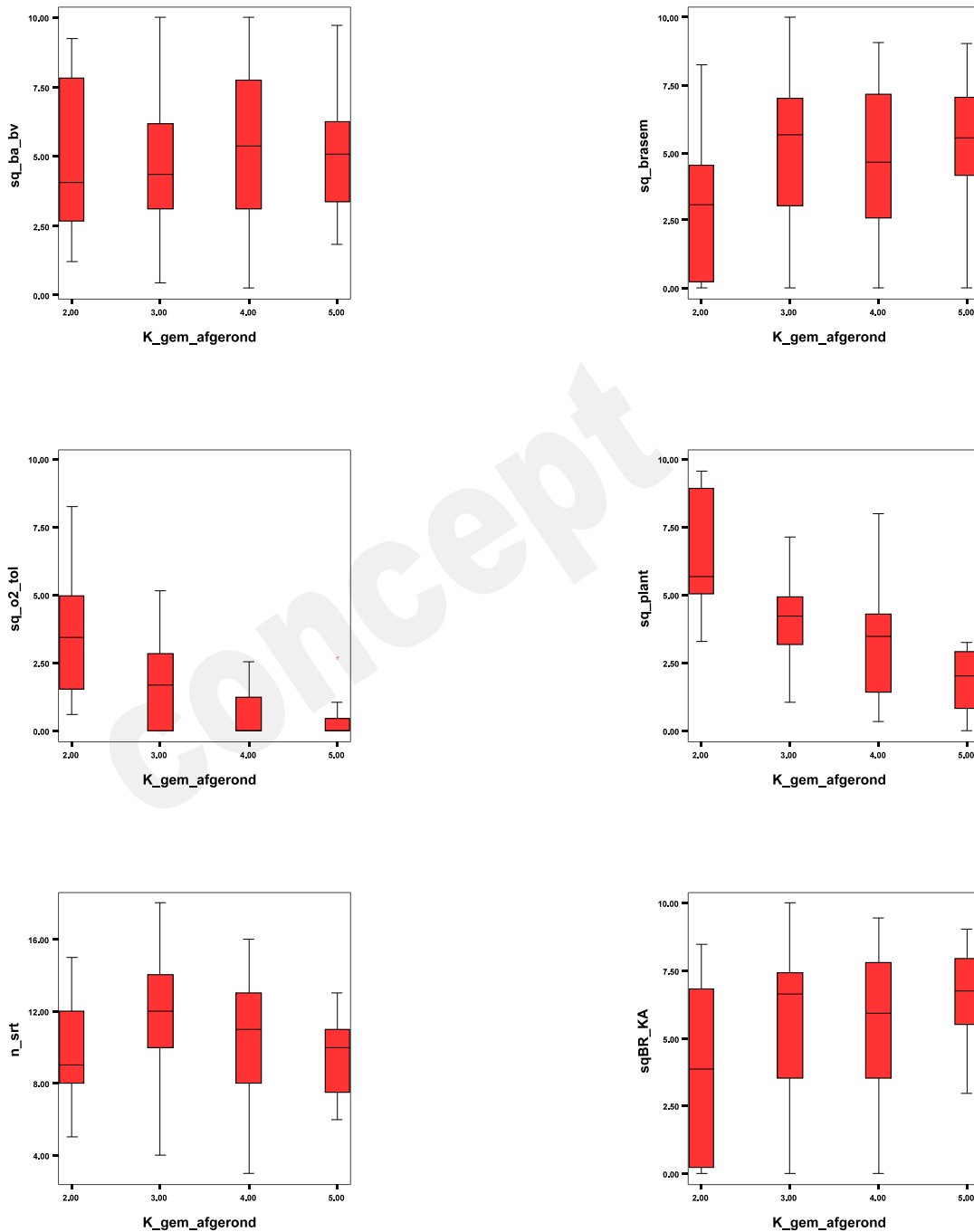
#### Verband indicatorscores en totale kwaliteitsscore

Onderstaande figuren laten het verband zien tussen de indicatoren en de kwaliteitsklassen. Abeelding 6.15 laat dit zien voor de oorspronkelijke indicatoren en de totaalscore, daarbij is een extra indicator gedefinieerd namelijk aandeel brasem + karper. De reden hiervoor is dat in de praktijk blijkt dat karper vaak de plaats inneemt van brasem, met name kleinere wateren zoals kanalen. Karpergedomineerde wateren zijn in het geval van een hoge biomassa net als brasemgedomineerde wateren troebel en plantenarm.

Abeelding 6.15 laat de volgende resultaten zien:

- “aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen”: vertoont geen relatie met de kwaliteitsscore,
- “aandeel brasem”: vertoont wel een relatie met de kwaliteitsscore echter vooral een verschil tussen klasse 2 en de overige klassen. Niet zeer differentiërend
- “aandeel zuurstoftolerante vis” en “aandeel plantminnende vis”: vertonen beide een duidelijke relatie met de kwaliteitsscore. Hoe beter de kwaliteit hoe meer plantminnende en O2-tolerante vis.

- aantal soorten: vertoont een optimum bij klasse 3. Dit is niet zo vreemd, zowel de plantenrijke wateren aan de ene kant als de zeer troebele, kale en beschoeide wateren aan de andere kant herbergen relatief weinig soorten. Het meest soortenrijk zijn de wateren die een “combinatie” vormen zodat zowel de gemeenschappen van plantenrijke wateren als de gemeenschappen van kale wateren beide voorkomen. Dit fenomeen is in verschillende vormen eerder beschreven, zo stelt de “intermediate disturbance hypothesis” dat systemen met een gemiddeld verstoringregime de soortenrijkste zijn. In het geval van de kanalen zijn dit de wateren die wateren gemiddeld scoren op de kwaliteitsscore.
- “aandeel brasem + karper”: zelfde beeld als aandeel brasem



Afbeelding 6.12 Figuur 6.2.1. Boxplots van wortelgetransformeerde (sq) waarden van de indicatoren voor de stilstaande zoete wateren per kwaliteitsklasse (totaalscore). Ba+bv = aandeel baars + blankvoorn,

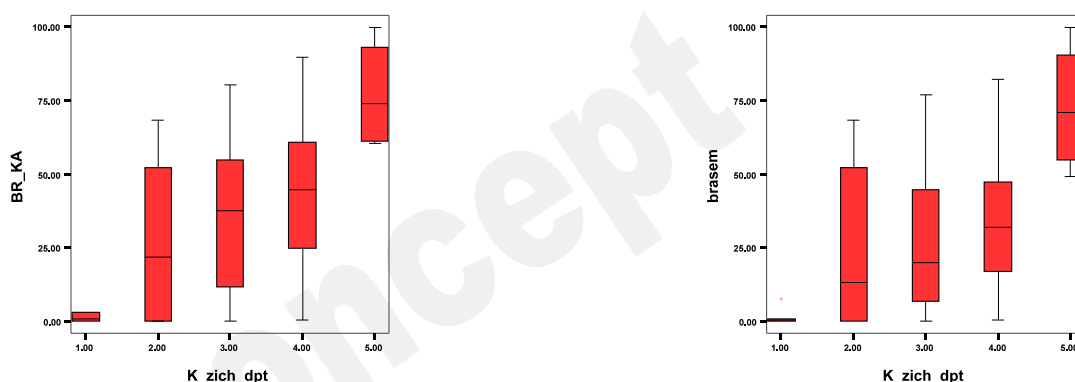
*brasem* = aandeel brasem, *plant* = aandeel plantminnende vis, *O2\_tol* is aandeel zuurstoftoleranten, *n\_srt* = aantal soorten (niet getransformeerd) en *BR\_KA* = aandeel brasem + karper.

De conclusies die op basis van deze figuren worden getrokken zijn:

- de indicatoren “aandeel plantminnende vis” en “aandeel zuurstoftoleranten” vertonen beide een duidelijke relatie met de totale kwaliteit van het water, die zowel geldt voor de oever (beschoeiing en emergenten) als open water (helderheid en submerse planten). Deze indicatoren zijn daarom goed bruikbaar voor de beoordeling, de figuren kunnen worden gebruikt om klassengrenzen af te leiden.
- de indicator “aantal soorten” wordt niet bruikbaar geacht gezien de “optimum-relatie” die deze vertoont met de kwaliteitsklasse.
- de overige indicatoren behoeven nadere aandacht.

#### Verband helderheid en aandeel brasem en/of brasem en karper

Vervolgens zijn de indicatoren aandeel brasem en aandeel brasem + karper nader bekeken. Deze indicatoren worden in afbeelding 6.13 uitgezet tegen de kwaliteitsklasse op basis van de helderheid en diepte (zicht/diepte) van het water. Hieruit blijkt dat (hoewel er sprake is van redelijke bandbreedtes) ze beide een duidelijke relatie vertonen met de kwaliteit van het open water. Dit is ook wel bekend, plantminnende vis heeft zowel een goede oeverkwaliteit als helder en plantenrijk open water nodig. Voor de eurytopen als brasem en karper is de oever in veel mindere mate sturend, voor deze groep is vooral de toestand van het open water van belang (en omgekeerd kan de toestand van het open water in sterke mate worden bepaald door de invloed van brasem en karper).



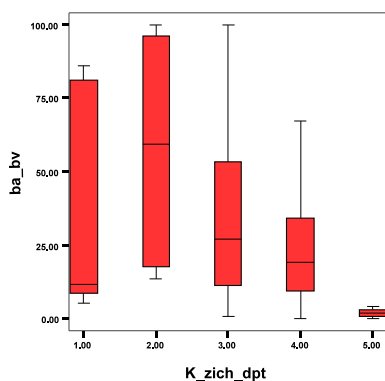
Afbeelding 6.13 Boxplots van waarden van de indicatoren Brasem = aandeel brasem en BR\_KA = aandeel brasem + karper per kwaliteitsklasse op basis van helderheid en diepte (zicht/diepte).

Op basis van afbeelding 6.13 worden de volgende conclusies getrokken:

- zowel aandeel brasem + karper als aandeel brasem vertonen een duidelijke relatie met de kwaliteit van het open water in termen van helderheid (zicht/diepte). De relatie is het duidelijkst (meest evenredige stijging) in het geval van de indicator “aandeel brasem+karper”.
- Omdat we ook weten dat karper in kleinere wateren vaak de plaats van brasem inneemt, en het water troebel en plantenarm wordt bij een hoge biomassa van karper, wordt er voor gekozen om de indicator brasem+karper te gebruiken als deelmaatlat voor de visstand van kanalen.

#### Bruikbaarheid van de indicator aandeel baars+blankvoorn in % van alle eurytopen

Van de laatste indicator van zoete meren, aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen, wordt eveneens verwacht dat deze een relatie vertoont met de helderheid van het water. Afbeelding 6.14. laat zien dat dat ook geldt voor de meest troebele klassen (2 t/m 5) maar dat de bandbreedtes nogal groot zijn en de verdeling eerder een optimum heeft net als het aantal soorten. Ook deze indicator wordt daarom niet bruikbaar geacht voor kanalen. Baars en blankvoorn zijn soorten die eigenlijk overal voorkomen maar in het heldere open water van meren de dominante eurytopen zijn. In kanalen is het aandeel open water veel geringer en speelt de oeverzone een belangrijker rol waardoor eurytopen als de snoek een belangrijker aandeel in de biomassa innemen. In oeverplantrijke wateren is deze indicator daarom per definitie minder geschikt.



Afbeelding 6.14 Boxplot van waarden van de indicator  $ba_{bv}$  = aandeel baars + blankvoorn in % van alle euytopen per kwaliteitsklasse op basis van helderheid en diepte (zicht/diepte).

#### Aanvullende indicator totale visbiomassa?

Tot slot is nog gekeken in hoeverre de “totale visbiomassa” geschikt is als indicator. Voor de visstand van de kanalen wordt verwacht dat dit een belangrijke indicator is, aan de ene kant (hoge biomassa) voor de productiviteit van het water, anderzijds (lage biomassa) voor de mate waarin door de mens geïntroduceerde pressoren voor de visstand in kanalen sturend zijn. Daarbij kan worden gedacht aan sterke turbulentie door scheepvaart of zuurstofdepletie als gevolg van incidentele lozingen of hypertrofie. In de praktijk blijkt dat deze indicator vooral ook aanvullende informatie oplevert in die situaties waar de visstand een geringe biomassa heeft. In een voedselrijk kanaal kan de visstand bijvoorbeeld worden gedomineerd door eurytopen. Een hoge biomassa wijst dan op productieve omstandigheden die passen bij de voedselrijkdom, een geringe visbiomassa kan in dat geval wijzen op andere beperkende factoren voor de visstand zoals sterke stroming of turbulentie door scheepvaart. Een geringe biomassa kan echter ook bij het natuurlijke functioneren van het systeem horen, bijvoorbeeld als gevolg van de zuurstofdynamiek in het geval van zeer plantenrijke wateren. Dit maakt het een moeilijke indicator die nadere studie verdient voordat deze kan worden toegepast. De analyses (hier niet gepresenteerd) laten dat ook zien, er is geen eenduidig verband tussen biomassa en kwaliteit. Voorlopig wordt daarom de indicator “totale biomassa” nog niet uitgewerkt. Op termijn zal de waarde van deze indicator ook verder onderzocht worden in het kader van de studie naar stuurvariabelen voor de vis.

#### 6.3.5.3 Maatlatten

Onderstaand worden de maatlatten uitgewerkt, eerst worden de aanpassingen ten opzichte van de maatlatten voor natuurlijke wateren gepresenteerd, vervolgens worden ze uitgewerkt voor een regionaal kanaal en voor een scheepvaartkanaal.

##### aanpassingen maatlatten kanalen ten opzichte van natuurlijke M-typen

In de vorige paragraaf zijn de resultaten van de analyses gepresenteerd en zijn enkele conclusies getrokken met betrekking tot de bruikbaarheid van de indicatoren voor de visstand van de zoete stagnante wateren. Hieruit bleek dat de indicatoren “aandeel plantminnende vis” en “aandeel zuurstoftoleranten” beide goed voldoen, deze worden opgenomen in de maatlat. De indicatoren “aandeel baars+blankvoorn” en “aantal soorten” vertonen beide een optimum op de range slecht-goed. Deze worden niet bruikbaar geacht voor kanalen. Een andere aanpassing van de indicatoren voor kanalen ten opzichte van de natuurlijke wateren is het vervangen van “aandeel brasem” door “aandeel brasem + karper”. Uit de praktijk blijkt dat in kanalen karper als het ware de plaats van brasem inneemt. Kanalen die worden gedomineerd door karper (met vaak extreem hoge biomassa's) zijn troebel en vegetatie-arm. Op de oorspronkelijke maatlat scoren ze voor de indicator aandeel brasem goed, om toch de dominante invloed van deze benthivore vissen te laten zien is in de maatlat de indicator aandeel brasem vervangen door “aandeel brasem + karper”. Tenslotte is er nog te weinig basis om de indicator “totale visbiomassa” als deelmaatlat gebruikt te worden, deze verdient echter wel nadere aandacht.

**MEP + afgeleiden voor laagveenvaarten en -kanalen (M10)**

Laagveenvaarten en –kanalen kunnen hoge ecologische potenties hebben. Voorwaarde daarvoor is een geringe scheepvaartdruk, een lage nutriëntenbelasting en gevarieerde en plantenrijke oevers. Dit zijn bij uitstek kanalen met een natuurfunctie. Het MEP is een kanaal met een gevarieerde, natuurlijke oever met afwisselend riet en zeggen- of biezenvegetatie. Bij een geringe breedte speelt de oever al snel een belangrijke rol qua areaalbedekking, deze is al snel meer dan 10% van het wateroppervlak.

Drijfbladplanten als gele plomp en watergentiaan vormen een belangrijke vegetatiezone langs de oever, in het midden van het kanaal kunnen submersen een aanzienlijke bedekking halen. Onder mesotrofe omstandigheden komen emergenten, submersen en drijfblad dan in vergelijkbare bedekkingen voor, er is geen sprake van een kolomvullende vegetatie. De bijbehorende visstand is overwegend plantminnend van aard, snoek, ruisvoorn maar ook zeelt, grote modderkruiper zijn allen abundant. Eurytopen zijn vooral snoek, baars en blankvoorn met een geringe hoeveelheid brasem en karper. De visstand kan worden gekarakteriseerd als ruisvoorn-snoek.

*Tabel 6.11 MEP + afgeleiden voor de visstand van laagveenvaarten en -kanalen*

indicator	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
aandeel brasem + karper	<10	25	25-50	50-75	>75
aandeel plantminnende vis	>80	50	25-50	10-25	<10
aandeel zuurstoftolerante vis	>20	10	5-10	2-5	<2

**MEP + afgeleiden voor diepe (scheepvaart)kanalen (M7)**

Het MEP van dit type kanaal wordt sterk beperkt door de scheepvaartfunctie. Samenhangend met deze functie is het kanaal beschoeid en diep. Het water is meestal overwegend troebel als gevolg van opwerveling van bodemslib. Door de turbulente omstandigheden en de diepte ontbreken waterplanten volledig of zijn ze beperkt tot enkele luwe en ondiepe delen die buiten de directe vaarweg liggen. Het oppervlakte en de kwaliteit van dergelijke luwe delen is bepalend voor de potenties van het kanaal. In de meeste gevallen is de factor scheepvaart overheersend en mag geen bijdrage van betekenis op de visstand worden verwacht. Visstandonderzoek in het Amsterdam-Rijnkanaal laat zien dat in natuurvriendelijke oevers het effect van scheepvaart (stroming/slib/ontbreken van planten) dermate overheersend is dat de gewenste visstand (plantminnende vis) niet wordt aangetroffen. In plaats daarvan wordt een atypische visstand met eurytopen en enkele rheofielen gevonden (Witteveen+Bos, 2005).

*Tabel 6.12 MEP + afgeleiden voor de visstand van diepe (scheepvaart)kanalen*

indicator	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
aandeel brasem + karper	<50	65	65-80	80-90	>90
aandeel plantminnende vis	>10	5	2-5	<2	0
aandeel zuurstoftolerante vis	>2	1	<1	<0,5	0

## 7 LITERATUUR

- AquaSense, 2005. Veranderingen in diatomeeëncombinaties in beken van het Drents plateau 1923-2004. In opdracht van: Waterschap Reest & Wieden, Waterschap Hunze & Aa's, Waterschap Velt & Vecht, Wetterskip Fryslân en Waterschap Noorderzijlvest. Eindrapport 05.2133. 75p.
- Bakker, C. & Zwan, M.van der, 1986. De invloed van vegetatieontwikkeling op het afvoerproces in een beek. Doktoraalverslag, L.H. Wageningen.
- Beers, M.C., G.A.J. de Laak & F.T. Vriese. in prep. MEP's en GEP's voor R5 en R6. OVB, Nieuwegein.
- Beers P.W.M. van & Verdonschot P.F.M., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 4, brakke binnenwateren. Rapport AS-04, EC-LNV, Wageningen, 80 pp.
- Beijerinck, W., 1939. De diatomeeënflora van de Drentsche beken. Proceedings Koninklijke Nederlandsche Akademie van Wetenschappen 42: 262-273.
- Belgers, J.D.M. & G.H.P. Arts, 2003. Moerasvogels op peil. Deelrapport 1: Peilen op Riet. Alterra-rapport 828.1. Alterra, Wageningen.
- Berg, M.S. van den, Coops, H., Noordhuis, R., Van Schie, J. & Simons, J., 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two *Chara* dominated lakes. Hydrobiologia 342/343: 143-150.
- Berg, M. van den [red.], 2004. Achtergrondrapportage referenties en maatlatten waterflora. Rapportage van de expertgroepen macrofyten en fytoplankton.
- Bijkerk, R. & G.J. Berg, 2005. Zicht in meren. Een ecologisch statusrapport van de vier meren in het beheergebied van het Waterschap Hunze en Aa's. Rapport 2004-118, Bureau Koeman en Bijkerk, Haren. In opdracht van het Waterschap Hunze en Aa's.
- Bijkerk, R., H. van Dam, C.A. Bultstra & J. Meesters, 2004. Stuurbaarheid van sieraalgen. Een onderzoek naar de potentiële stuurvariabelen van sieraalgemeenschappen als doelvariabelen in de KRW. Rapport 2004-113, Koeman en Bijkerk bv, Haren/Rapport 2416, AquaSense, Amsterdam. 49 pp.
- Bijkerk, W., W. Altenburg & T. Claassen. 2004. Water- en oeverplanten in de Leijen. A&W-rapport 436. Altenburg & Wymenga, Veenwouden.
- CEN, 2003. Water quality - Sampling of fish with gillnets. CEN/TC 230 prEN 14757. NEN-EN 14757:2003. European Committee for standardization, Brussels.
- CIS-werkgroep 2.2., 2003. Richtsnoer voor de identificatie en aanwijzing van kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen [Guidance Document on Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies]. Common Implementation Strategy (CIS) HMWB Working Group 2.2., Kopenhagen.
- Clevering, O.A., 1999. Vitaliteit van rietbegroeiingen. De Levende Natuur 100(2): 42-45.
- Coops, H., 1996. Helophyte zonation: impact of water depth and wave exposure. Proefschrift Universiteit Nijmegen; RIZA-nota 96.013, Lelystad.
- Coops, H., 1999. Oeverbescherming door riet. De Levende Natuur 100: 46-49.
- Coops, H. [red.], 2002. Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht. RIZA rapport 2002.040/RIKZ rapport 2002.041/DWW rapport DWW-2002-053, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA), Lelystad. 136 pp.
- Coops, H., in prep. Effecten van maatregelen op maatlatten in meren. Interne notitie RIZA.
- Coops, H. & N. Geilen, 1996. Oeverplanten. Over eigenschappen en toepassingen in het water- en oeverbeheer. RIZA-nota 96.001. RIZA, Lelystad.
- Coops, H., S. Sollie & R. Portielje, 2004. Lagere nutriëntengehalten in meren en plassen door een natuurlijker peilbeheer? H2O 2004 (14/15): 25-27.
- Craig, J.F. (ed), 1996. Pike, biology and exploitation. Chapman & Hall.
- CUR, 1999. Natuurvriendelijke oevers: Vegetatie langs grote wateren. CUR-publicatie 204. Stichting Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving, Gouda.
- CUR, 1999. Natuurvriendelijke oevers: Water- en oeverplanten. Publicatie 205, Stichting Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving, Gouda.
- Dam, H. van & R.A.E. Knoben. 2005. Analyse bruikbaarheid EBEOkan voor afleiding MEP en GEP voor kanalen. Notitie Januari 2005, in opdracht van STOWA.
- Dam, H. van & A. Mertens, 1995. Long-term changes of diatoms and chemistry in headwater streams polluted by atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds. Freshwater Biology 34: 579-600.
- Dam, H. van, A. Mertens & L.M. Janmaat, 1993. De invloed van atmosferische depositie op diatomeeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen. IBN-rapport 52:DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 124p.

- Dam, H. van, A. Mertens & J. Sinkeldam, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-131.
- Dam, H. van, A. Mertens, R. Riegman & H. Wannings, 2005. Kiezelwieren brengen biologische kwaliteit Drentse beken vanaf 1923 in beeld. *H2O* 38(6): 35-37.
- Duinen, G.J. van, R. Bobbink, C. van Dam, H. Esselink, R. Hendriks, M. Klein, A. Kooijman, J. Roelofs & H. Siebel, 2004. Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit. 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels & J.G. Hartholt, 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra-rapport 669; Alterra, Wageningen.
- Europees parlement en de raad, 2000. Richtlijn 2000/60/eg van het Europees parlement en de raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 327
- Gardeniers J.J.P. & Peters A.J.G.P., 1988. Waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna. STORA rapportnummer 88-06.
- Gotjé W., van Dam H., Ietswaart T., Knobens, R.A.E., Franken R.J.M., Peeters E.T.H.M. & Gardeniers J.J.P., 2002. Ecologische beoordeling van brakke binnenwateren. STOWA rapportnummer 2002-01, 103 pp.
- Graveland, J. & H. Coops, 1997. Verdwijnen van rietgordels in Nederland. Oorzaak, gevolgen en een strategie voor herstel. *Landschap* 1997/2: 67-86.
- Hammen, H. van der, G. van Ee & Y. Scheffer-Ligtermoet., 2001. Evaluatie van maatregelen in de Ankeveense en Kortenhoefse plassen en het Hol. Ontwikkelingen van de fysisch-chemische samenstelling, diatomeeën, flora en vegetatie, macrofauna in de periode 1988-1997. Dienst Waterbeheer en Riolerings, Amsterdam.
- Haslam, S.M., 1987. River plants of Western Europe. The macrophyte vegetation of watercourses of the European Economic Community. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 512 p.
- Havinga, B., 1919. Studiën over flora en fauna van het Zuidlaarder Meer. Proefschrift RU Groningen. 188 pp.
- Houten, J. van. Habitat geschiktheid index model Serpeling *Leuciscus leuciscus* L. en winde *Leuciscus idus* L. Nieuwegein, OVB, 1997.
- Janse, J.H., W. Ligtoet, S. van Tol & A.H.M. Bresser, 2001. A model study on the role of wetland zones in lake eutrophication and restoration. *The Scientific World* 1(S2): 605-614.
- Jeppesen, Erik, Jens Peder Jensen, Martin Søndergaard, Torben Lauridsen & Frank Landkildehus, 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* (2000) 45, 201-218.
- Klinge, M., J. Backx, M. Beers, B. Higler, N. Jaarsma, Z. Jager, J. Kranenbarg, J. de Leeuw, F. Ottburg, M. van der Ven & T. Vrieze, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten voor vissen.
- Knobens R.A.E. & Kamsma P.A.M. [Red], 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten voor macrofauna. 103 pp.
- Knobens et al. in prep. Validatie maatlatten voor natuurlijke wateren.
- Kroes, M.J. & S. Monden [Red], 2005. Vismigratie. Een handboek voor herstel in Vlaanderen en Nederland. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap AMINAL, Brussel; OVB, Nieuwegein.
- Molen, D.T. van der (ed.), 2004a. Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water. Stowa rapport 2004-42, Utrecht.
- Molen, D.T. van der (ed.), 2004b. Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. Stowa rapport 2004-43, Utrecht.
- Molen, D.T. van der, R. Portielje, P.C.M. Boers & L. Lijklema, 1998. Changes in sediment phosphorus as a result of eutrophication and oligotrophication in Lake Veluwe, The Netherlands. *Water Research* 32: 3281-3288.
- Noble, R. & I. Cowx, 2002. FAME Work Package 1 - Development of a river-type classification system (D1) & Compilation and harmonisation of fish species classification (D2). Final report. University of Hull, United Kingdom, 51 p.
- Orleans, A.B.M.; Mugge, F.L.T.; Meij, T. van der; Vos, P. & Keurs, W.J. ter, 1994. Minder nutriënten in het oppervlaktewater door bufferstroken? MiBi, Leiden.
- Pitlo, R.H., 1992. Stromingsweerstand, overdimensionering en onderhoud van waterlopen. In: IKC-NBLF: Werkdocument nr 3.
- Portielje, R., 2004. Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen KRW – Chlorofyl-a in meren. Concept 4 november 2004. RIZA, Lelystad.
- Portielje, R., in prep. Stuurbaarheid ecologische doelvariabelen KRW – chlorofyl-a in meren. Interne

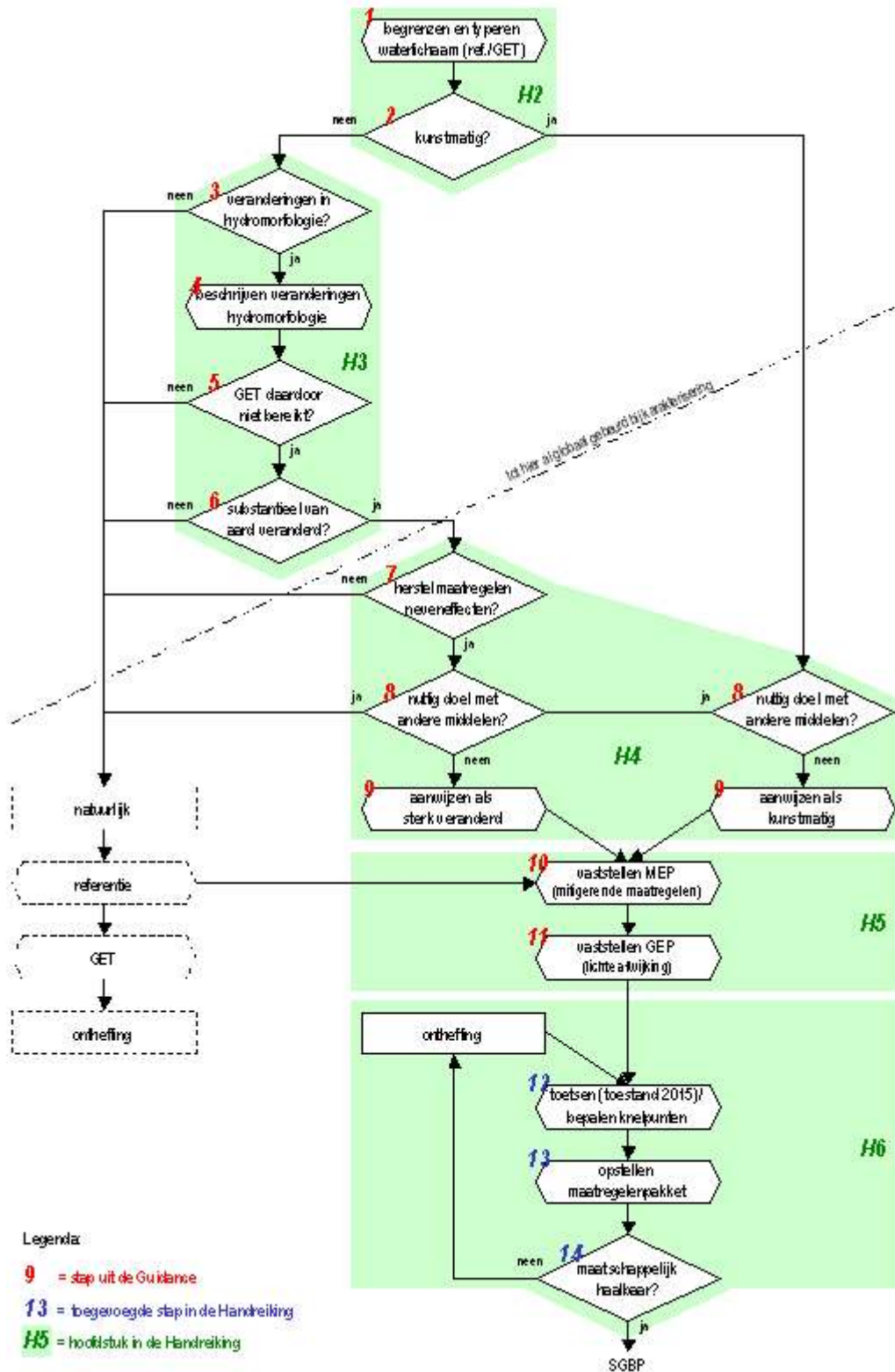
- notitie RIZA.
- Portielje, R. & D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007, RIZA, Lelystad.
  - Portielje, R. & R.E. Rijdsdijk, 2003. Stochastic modeling of nutrient loading and lake ecosystem response in relation to submerged macrophytes and benthivorous fish. *Freshwater Biology* 48, 741-755.
  - Portielje, R., Oostinga, K. & Ballegooien, L. van, 2002. Retentie van fosfor in het stroomgebied van de Eem. RIZA Werkdocument 2002.189X; RIZA, Lelystad.
  - Projectgroep Handreiking, 2005. Handreiking MEP/GEP, versie 1.2.
  - Reeze, A.J.G., 2004. Brede toepassing KRW maatlaten: rivieren en meren. RIZA rapport 2004.021. RIZA, Lelystad. 46p.
  - Round, F.E., 1981. *The ecology of algae*. Cambridge University Press, Cambridge. 653p.
  - Schaumburg, J., U. Schmedtje, C. Schranz, B. Köpf, S. Schneider, D. Stelzer & G. Hofmann, 2004. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 45p.
  - Scheffer, M., 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London.
  - Scheffer, M., R. Portielje & L. Zambrano. 2003. Fish facilitate wave resuspension of sediment. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1920-1926.
  - Scheffer, M., 2005. *Limnology & Oceanography* (submitted).
  - Schönfelder, I., J. Gelbrecht & J. Schönfelder & C.E.W. Steinberg, 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Journal of Phycology* 38: 66-82.
  - Siebelink, B. 2005. Overzicht natuurlijke watertypen. Stowa, Utrecht.
  - Smit, A., 2002. Effectiviteit van bufferstroken. In: Diepen, C.A. van; Arts, G.H.P.; Kolk, J.W.H. van der & Wolf, J.: Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant. Deelrapport 4: Mogelijkheden voor toepassing van effectgerichte maatregelen op gebied van waterbeheer en waterzuivering. Alterra-rapport 527.4.
  - Smittenberg, J.H. & Y. Roukema, 1979. Ecologische inventarisatie van meeroevers in Friesland. Rapportnr. 260, PPD-Friesland, Leeuwarden.
  - Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe, 1996. *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego. 753p.
  - Stoermer, E.F., J.P. Smol, 1999. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge. 469p.
  - Stowa, 2003. Handboek visstandbemonstering en -beoordeling. Betrouwbare en vergelijkbare visstandgegevens. Stowa, Utrecht.
  - Verdonschot P.F.M. [Red], 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. WEW-06, STOWA 95-03, Utrecht.
  - Verdonschot P.F.M., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 2, beken (Verdonschot, 2000). Rapport AS-02, EC-LNV, Wageningen. 128 pp.
  - Verdonschot P.F.M., Peeters E.T.H.M., Schot J.A., Arts G., van der Straten J. & van der Hoorn M., 1997. *Waternatuur in de regionale blauwe ruimte. Gemeenschapstypen in regionale oppervlaktewateren. Natuurverkenning '97, Achtergronddocument 2A, Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer, Wageningen, 276 pp.*
  - Vermaat, J., 2002. Ecologische effecten van peilbeheer in meren en plassen: ontwikkeling van oever- en moerasvegetatie. In: Coops, H. [red.]. *Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht*. RIZA rapport 2002.040. Rapport RIKZ/2002.041. RIZA, Lelystad.
  - Wienk, L.D., J.T.A. Verhoeven, H. Coops & R. Portielje, 2000. Peilbeheer en nutriënten. Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen. RIZA rapport 2000.012. RIZA, Lelystad / Universiteit Utrecht.
  - Witteveen+Bos, 2003. Functie vissenwater in de boezemsystemen van Hollands Noorderkwartier. Integrale systeemanalyse en inschatting van de haalbaarheid van de voorlopige streefbeelden. Witteveen+Bos in opdracht van Hoogheemraadschap van Hollands Noorderkwartier.
  - Witteveen+Bos, 2004. Concept-rapport stuurbaarheid ecologische doelvariabelen vis. In opdracht van RWS-RIZA. Witteveen+Bos, Deventer.
  - Witteveen+Bos. 2005. Nulmeting visstand Amsterdam-Rijnkanaal en Noordzeekanaal, Nota ANW 05.01, Witteveen+Bos in opdracht van Rijkswaterstaat Utrecht en Noord-Holland.
  - Wolfstein, K., 2003. Benthische diatomeeën als indicatoren voor de waterkwaliteit in Rijkswateren: eerste resultaten van een pilotstudie. RIZA werkdocument 2003.045X. RIZA, Lelystad. 26p.



Bijlage 1

# Stapschema uit de Handreiking voor de identificatie en aanwijzing van kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen

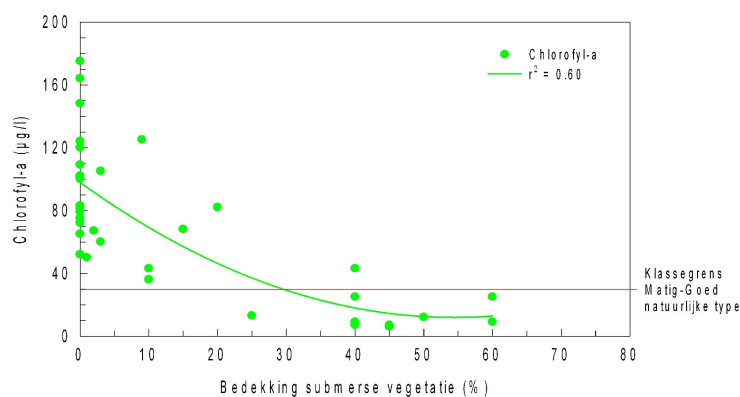
(Projectgroep Handreiking, 2005, naar CIS-werkgroep 2.2., 2003).



## Bijlage 2

## Effecten van peilbeheer op het fytoplankton in meren

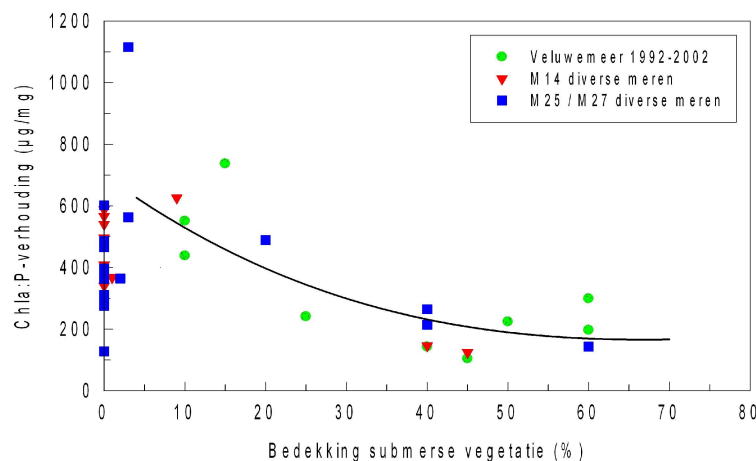
Peilbeheer heeft hoofdzakelijk een indirect effect op fytoplankton. Dit wordt vooral bepaald door de relatie tussen peilbeheer en waterplanten en slechts in mindere mate door het verband tussen peilbeheer en het oppervlak aan oevervegetatie. Wanneer in het Maximale of Goede Ecologische Potentieel van ondiepe meren (M14 en M27) de bedekking van ondergedoken waterplanten 30% is of meer, is voor fytoplankton de Goede Ecologische Toestand van het overeenkomstige natuurlijke type haalbaar en behoeven de maatlaten geen aanpassing (zie afbeelding B2.1). Voor diepe meren (M20) kunnen de maatlaten voor het natuurlijke type eveneens worden overgenomen.



Afbeelding B2.1 Zomergemiddelde Chla-gehalte in sterk veranderde meren van de typen M14, M25 en M27, in relatie tot de bedekking van ondergedoken watervegetatie.

De hoeveelheid fytoplankton, gemeten als het chlorofyl-a-gehalte, is het resultaat van primaire productie en verliesprocessen. De productie wordt gestuurd door licht en nutriënten en de belangrijkste verliesprocessen zijn sedimentatie en begrazing door filterende organismen zoals zooplankton. Via de factor licht bestaat in ondiepe meren een direct effect van peilbeheer op het fytoplankton, maar dit is minder belangrijk voor het chlorofyl-a-gehalte. De verslechtering van het lichtklimaat waar het hierbij omgaat, komt op de eerste plaats door een toename van de mengdiepte in het zomerhalfjaar in vergelijking met een natuurlijk peilverloop (de waterstand wordt opgezet) en op de tweede plaats door een toename van de hoeveelheid slib in het water, als gevolg van oeverafslag. De effecten hiervan op het chlorofyl-a-gehalte zijn echter veel kleiner dan van waterplanten. Dit komt omdat een slechter lichtklimaat leidt tot een voordeel voor “troebelwater-soorten”, waardoor het chlorofyl-a-gehalte boven in de waterkolom in veel gevallen toch hoog kan blijven.

In ondiepe meren (diepte <3 m) is een duidelijke negatieve relatie aantoonbaar tussen het chlorofyl-a-gehalte en de bedekking van ondergedoken waterplanten (Scheffer 1998, p. 226-229; afbeelding B2.1). Een deel van deze relatie kan verklaard worden uit het fosfaatgehalte, of sedimentatie. Een ander en groter deel wordt veroorzaakt door een verlaagde opbrengst aan chlorofyl-a per eenheid fosfaat, de Chla:P-verhouding. Deze verhouding neemt af met toenemende bedekking van waterplanten (afbeelding B2.2). De afname in de Chla:P-verhouding met toenemende waterplantenbedekking wordt door verschillende factoren veroorzaakt, waaronder een toegenomen graasdruk van zoöplankton, een verminderde beschikbaarheid van stikstof door denitrificatie en de afscheiding van algenremmende stoffen door de waterplanten (allelopathie). In de relatie tussen Chla:P-verhouding en waterplantenbedekking is geen duidelijk verschil waarneembaar tussen meren van het type M14 en M27 in deze set van meren.



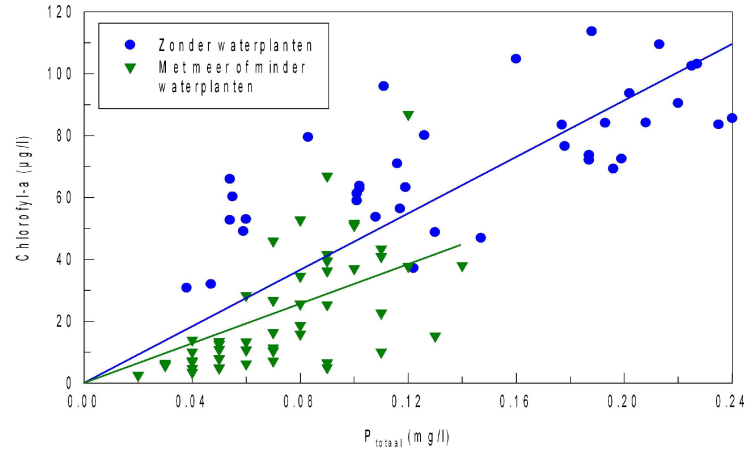
Afbeelding B2.2 Zomergemiddelde Chla:P-verhouding in sterk veranderde meren van de typen M14 M25 en M27 in relatie tot de bedekking van ondergedoken watervegetatie; de lijn is op het oog getrokken.

Overigens blijkt uit afbeelding B2.2 dat ook bij 0% bedekking een lage Chla:P-verhouding kan optreden. Dit heeft meestal een andere oorzaak namelijk een onvolledige beschikbaarheid van het totaal-fosfaat, maar in sommige gevallen kan ook stikstofbeperking een rol spelen en in meren met een gemiddelde diepte tussen 2,5 en 3 m ook lichtbeperking.

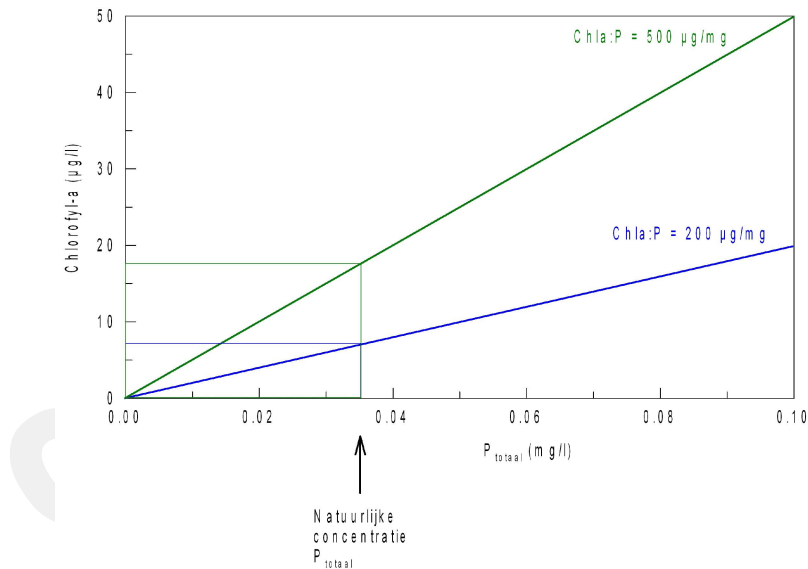
De reactie van fytoplankton op peilbeheer wordt in mindere mate bepaald door de effecten van peilbeheer op de oppervlakte aan oevervegetatie. De oppervlakte aan oevervegetatie heeft natuurlijk wel enige invloed op de graasdruk van zoöplankton op fytoplankton, via veranderingen in de visgemeenschap. Echter zoöplankton zal hoogstens gedurende korte tijd kunnen zorgen voor een sterke daling van de Chla:P-verhouding, maar niet gedurende een hele zomer. Voor een duurzame onderdrukking van fytoplankton is de aanwezigheid van waterplanten een voorwaarde.

In de meeste van onze huidige ondiepe meren ontbreken ondergedoken waterplanten en is het achtergronddoorzicht door opwerveling van slibdeeltjes gemiddeld te laag om, ook in afwezigheid van fytoplankton, de ontwikkeling van submerse vegetatie mogelijk te maken. Deze meren zijn "opgeladen met slib", een gevolg van een combinatie van eutrofiëring en het verdwijnen van slibretentie-gebieden (overstromingsvlakten, moerasgebieden, oevervegetatie) door bedijking en onnatuurlijk peilbeheer. Tevens kan de beschikbaarheid van voedingsstoffen in de waterkolom door de opwerveling van slib toenemen. De omvang van dit effect hangt af van de leeftijd van het meer (hoe ouder, hoe meer slib), de eutrofiëringsgeschiedenis (hoe langer en/of sterker de eutrofiëring, hoe meer slib) en de hydromorfologie (met name de maximale diepte; diepe putten kunnen fungeren als (secundaire) slibvang). In de diepe meren van het type M20 speelt een verlaging van het achtergronddoorzicht door resuspensie van geaccumuleerd slib geen rol. Slib accumuleert hier in de diepe delen tot lagen van meerdere meters dikte in oudere zandwinputten.

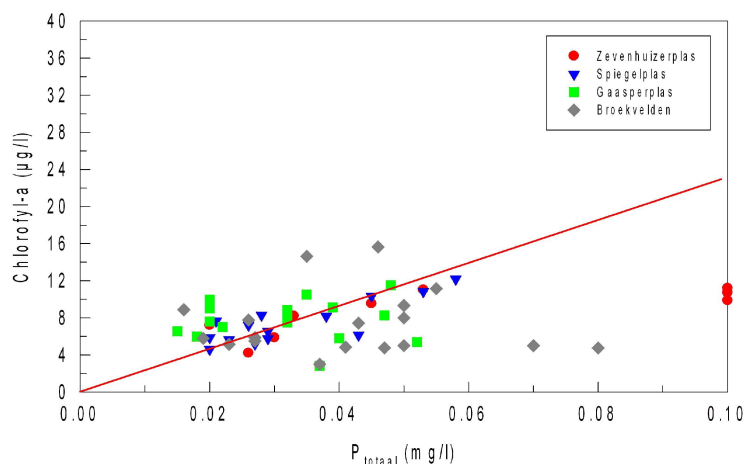
Ondanks een vergaande reductie van de fosfaatbelasting kan het lichtklimaat onvoldoende blijven voor een terugkeer van ondergedoken waterplanten (Van der Hammen et al. 2001, Bijkerk & Berg 2005). Deze systemen worden gekenmerkt door een relatief hoge Chla:P-verhouding van ca. 0,5 mg/mg, tegen 0,2 mg/mg in een waterplanrijke situatie (afbeelding B2.3 en 4). In het fytoplankton domineren soorten die zijn aangepast aan een slechter lichtklimaat. Echter, uit visstands-beheerprojecten komen aanwijzingen dat de gevoeligheid van slib voor windgeïnduceerde opwerveling verdwijnt wanneer het overgrote deel van de bodemwoelende vis wordt verwijderd (Scheffer 2005, M. Klinge, pers. meded.). Dit is mogelijk een gevolg van aggregatie tot grotere deeltjes gevolgd door consolidatie. Dit zou betekenen dat ook in de met slib opgeladen meren een voor waterplanten voldoende verhoging van het achtergronddoorzicht bereikbaar is, zonder dat intensieve baggerprojecten nodig zijn. Een mogelijke uitzondering vormen meren die gevoed worden door laaglandbeken, zoals het Zuidlaardermeer. Voor dit meer is de Hunze van oudsher de belangrijkste bron van slib. Ook in de afwezigheid van Brasem en de aanwezigheid van ondergedoken vegetatie (met Bronmos in de diepere delen), werd in dit meer slib door windwerking opgewerveld (Havinga 1919).



Afbeelding B2.3 Zomergemiddelde Chla:P-verhouding in sterk veranderde meren van het type M14, met en zonder ondergedoken watervegetatie; in de range met P-gehalten tussen 0,04 en 0,12 mg P/l kunnen twee toestanden bestaan die gekenmerkt zijn door een verschillende Chla:P-verhouding (data afkomstig van diverse Nederlandse M14 meren).



Afbeelding B2.4 Afhankelijk van de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten (welke samenhangt met de hoeveelheid slib in de waterkolom) kunnen voor sterk veranderde meren van het type M14 twee verschillende Chla:P-verhoudingen onderscheiden worden: 0,2 en 0,5 mg/mg. Het zomergemiddelde Chla-gehalte in het MEP (bij een achtergrond-concentratie van P) is in het ene geval 2,5× hoger dan in het andere (lijnen gebaseerd op de plots in afbeelding B2.1).



Afbeelding B2.5 Zomergemiddelde Chla:P-verhouding in voormalige zandwinputten overeenkomstig het type M20, met gemiddelde diepte van ca. 15 m; de variatie rond de verhouding Chla:P = 0,230 mg/mg is binnen sommige meren groter dan tussen de meren.

### Het berekenen van afgeleide maatlatten bij geringe bedekking van waterplanten

De zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalten kunnen worden berekend uit fosfaatgehalten met behulp van de Chla:P-verhouding volgens tabel 1 die is afgeleid uit bovenstaande. Voor intermediaire vegetatiebedekkingen kan de Chla:P-verhouding worden afgeleid uit afbeelding B2.2.

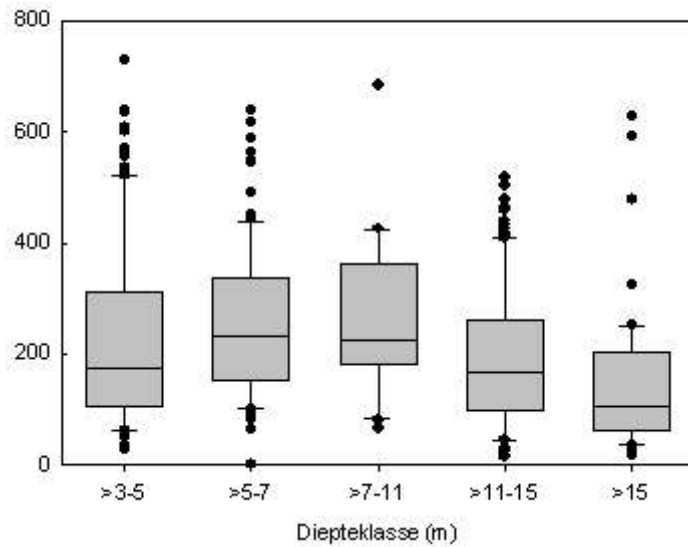
Tabel B2.1 Chla:P-verhouding (mg/mg) bij tegennatuurlijk (of vast) peil.

	M14	M20 <sup>1)</sup>	M27
met waterplanten ( $\geq 30\%$ )	0,2	0,11 – 0,23	0,20 – 0,54
zonder waterplanten	0,5	n.v.t	0,50 – 0,72

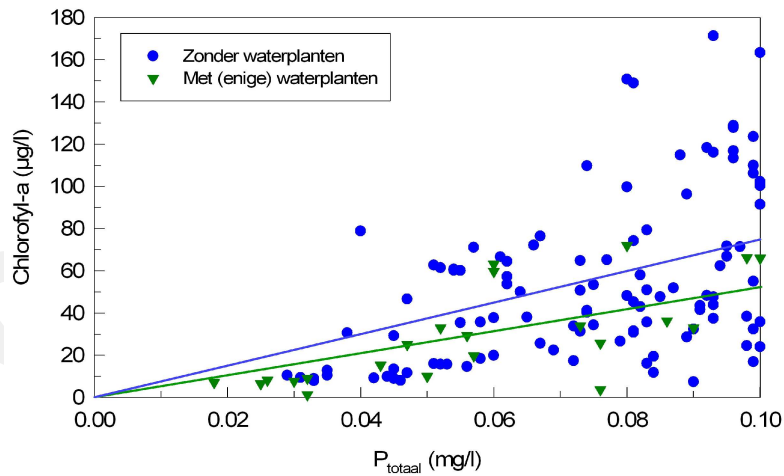
<sup>1)</sup>Verhouding is afhankelijk van diepte (zie afbeelding B2.6)

Binnen de diepere meren (M20), heeft de diepte invloed op de Chla:P-verhouding (afbeelding B2.6). Dit wordt gedekt door de typologie. Hierbij spelen veranderingen in lichtklimaat en soortensamenstelling een rol. Echter, de noodzaak voor bijstelling van de chlorofylnorm voor diepe meren wordt niet verwacht ten aanzien van peilbeheer.

Uit afbeelding B2.7 van blijkt een grote variatie in Chla:P-verhouding binnen de groep meren met een veenbodem, mogelijk door dominantie van blauwalgen uit de groep Oscillatoriaceae (Portielje & Van der Molen 1998, Portielje 2004).



Afbeelding B2.6 Zomergemiddelde Chl-a:P-verhouding (mg/mg) in meren van de typen M16 en M20, onderscheiden naar gemiddelde diepte. De selectie omvat alleen waarnemingen aan situaties met een N:P-verhouding  $\geq 7$  (mg/mg, rekening houdend met een inerte N-fractie van 0,67 mg/l). De diepte heeft een significante invloed op de Chl-a:P-verhouding (Kruskal Wallis Test  $p < 0,001$ ).



Afbeelding B2.7 Zomergemiddelde Chl-a:P-verhouding in meren van het type M27, met en zonder ondergedoken watervegetatie. De selectie omvat alleen waarnemingen aan situaties met een N:P-verhouding  $\geq 7$  (mg/mg, rekening houdend met een inerte N-fractie van 0,67 mg/l). De variatie tussen meren met en zonder waterplanten is kleiner dan binnen elk van beide groepen, mogelijk als gevolg van een onvolledige beschikbaarheid van P; de gemiddelde Chl-a:P-verhouding in meren met enige waterplanten is maar weinig lager dan in meren zonder waterplanten.

### Bijlage 3

## Data-analyse van fytoplankton in kanalen

Uit de Limnodata Neerlandica zijn analyseresultaten opgevraagd van monsters uit kanalen (periode 1993-2003) waaraan reeds een type M7 of M10 is toegekend. Deze zijn in relatie gebracht met relevante pressoren voor deze groepen. Voor zowel het fyto bentos als het fytoplankton zijn de nutriëntenconcentraties van belang, voor het fytoplankton in het bijzonder is ook de verblijftijd van belang. Bekend is dat bij gelijkblijvende (hoge) fosfaatconcentraties zich in stagnante wateren veel sneller hoge algendichtheden ontwikkelen dan bij lage nutriëntenconcentraties.

In tabel B3.1 zijn de aantallen monsters van de verschillende groepen vermeld. Van sommige locaties zijn meerdere monsters geanalyseerd (vaak uit mei/juni en augustus/september), zoals nodig voor het STOWA-beoordelingssysteem voor kanalen (Stowa, 1994), voor het fytoplankton soms ook uit het hele zomerhalfjaar)

Tabel B3.1 Aantallen monsters per waterbeheerder

Beheerder	M7	M10	M7+M10
Provincie Groningen			
WS Fryslan	105	4	109
Provinsje Fryslan			
WS Veluwe			
WS Vallei en Eem	2		2
WS Zuiderzeeland	68		68
HH Stichtse Rijnlanden		1	1
Provincie Utrecht			
HH Hollands Noorderkwartier	463		463
Provincie Noord-Holland	4		4
HH van Rijnland	70	1	71
HH van Delfland	92	58	150
HH van Schieland en Krimpenerwaard		67	67
WS Hollandse Delta	6		6
WS Rivierenland	6	6	12
WS Aa en Maas			
WS de Dommel			
WS Peel en Maasvallei		12	12
Totaal	816	149	965

In totaal werden 770 taxa aangetroffen in alle monsters. De belangrijkste daarvan zijn vermeld in tabel B3.2. Omdat van veel monsters niet de aantallen per milliliter zijn opgegeven moet worden volstaan met de procentuele hoeveelheid per monster (meestal zijn hierin rond 200 individuen geteld).

De fytoplankton tellingen zijn behept met talrijke voetangels en klemmen. Een aantal hiervan is in tabel B3.2 terug te vinden onder de kolom OT (Overeenkomstige Taxa). Hierin horen taxa met eenzelfde letter bij elkaar. Dat kan zijn doordat ze zuiver met een verschillende naam in de database zitten, zoals *Oscillatoria/Planktothrix agardhii* (a), dat er waarschijnlijk sprake is van verkeerde determinaties, zoals bij *Schroederia setigera*, die waarschijnlijk een vorm is van *Ankyra*, van geslachten waarvan de soorten in een waterig fytoplanktonpreparaat zoveel op elkaar lijken dat ze eigenlijk niet van elkaar zijn te onderscheiden, zoals de meest *Stephanodiscus*-soorten (e), of waar de zaak nog veel complexer ligt (f). Bovendien zijn sommige taxa op een hoog niveau gedetermineerd, zoals 'Volvocales' of 'Groenwieren'. Binnen de beschikbare tijd voor dit project was het helaas niet mogelijk om een sortering te maken naar monsters die op een vergelijkbare gedetailleerde manier zijn uitgedetermineerd en daarmee betrouwbare beoordelingen te verrichten volgens de concept-maatlatten voor de natuurlijke wateren. Daarom zijn de tellingen samengevat in de vier groepen van tabel B3.3. Van een aantal van deze wateren zijn ook resultaten van fysisch-chemische analyses van de bemonsteringsdatum bekend. De resultaten hiervan zijn eveneens vermeld in tabel B3.3.

Tabel B3.2 Gemiddelde procentuele hoeveelheden fytoplankton taxa per type van taxa met een totale procentuele hoeveelheid van ten minste 0,5%. OT: overeenkomstige taxa (zie tekst), n = aantal monsters.

Algengroep	OT	Taxon zoals in Limnodata (nieuwe namen)	M7	M10	M7-M10
			n	149	816
Cyanobacteria	a	Oscillatoria agardhii	3,9	1,3	2,6
Cyanobacteria	a	Planktothrix agardhii	0,6	0,8	0,7
Cyanobacteria	a	Planktothrix sp agardhii		0,8	0,4
Cyanobacteria		Aphanizomenon flos_aquae	0,2	1,1	0,6
Cyanobacteria		Oscillatoria limnetica	0,1	1,1	0,6
Cyanobacteria		Microcystis	1,0	0,0	0,5
Cyanobacteria		Microcystis aeruginosa	0,4	0,0	0,2
Groenwieren	b	Schroederia setigera	17,0	0,0	8,5
Groenwieren	b	Ankyra juday	0,0	0,0	0,0
Groenwieren	b	Ankyra	0,0		0,0
Groenwieren	c	Dictyosphaerium botrytella	3,1	0,0	1,6
Groenwieren	c	Dictyosphaerium pulchellum	0,2	0,3	0,2
Groenwieren	c	Dictyosphaerium subsolitarium	0,3	0,1	0,2
Groenwieren		Scenedesmus costato_granulatus	0,4	0,9	0,6
Groenwieren		Monoraphidium setiforme	8,4	0,8	4,6
Groenwieren		Scenedesmus	2,1	1,4	1,8
Groenwieren		Volvocales	0,8	2,3	1,5
Groenwieren		Monoraphidium contortum	1,1	1,8	1,4
Groenwieren		Scenedesmus quadricauda	0,8	1,5	1,1
Groenwieren		Hyaloraphidium contortum	0,6	1,6	1,1
Groenwieren		Scenedesmus longispina	0,5	1,0	0,8
Groenwieren		Chlorophyta	0,8	0,3	0,6
Kiezelwieren	d	Skeletonema potamos	0,9	2,5	1,7
Kiezelwieren	d	Skeletonema	0,5	0,1	0,3
Kiezelwieren	d	Skeletonema subsalsum	0,1	0,0	0,1
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus hantzschii	1,9	10,4	6,2
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus minutulus	0,2	3,0	1,6
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus parvus	0,4	0,8	0,6
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus medius	0,1	0,2	0,2
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus	0,2	0,1	0,1
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus neoastraea	0,1	0,1	0,1
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus rotula	0,0	0,1	0,1
Kiezelwieren	e	Stephanodiscus binderanus	0,0		0,0
Kiezelwieren		Centrales	3,6	3,7	3,6
Kiezelwieren		Cyclostephanos dubius	0,2	1,6	0,9
Kiezelwieren		Aulacoseira	0,6	0,6	0,6
Kiezelwieren		Aulacoseira granulata	0,2	0,8	0,5
Overigen		Cryptomonas	7,7	3,6	5,6
Overigen		Rhodomonas minuta	1,1	4,0	2,5
Overigen		Chrysococcus biporus	1,0	3,9	2,5
Overigen		Planctomyces bekeffii	1,1	2,4	1,8
Overigen		Flagellaat	1,7	0,3	1,0
Overigen		Cryptomonas erosa	0,1	1,9	1,0
Overigen		Tribonema vulgare	1,9		1,0
Overigen		Cryptophyceae	0,7	1,2	0,9
Overigen		Alg indet	1,5	0,2	0,9
Overigen		Euglenophyta	0,7	1,0	0,9
Overigen		Chroomonas	1,5		0,7
Overigen	f	Cryptomonas caudata	0,3	1,0	0,7
Overigen	f	Rhodomonas minuta var. nannopl		0,1	0,1
Overigen		Euglena	0,3	1,0	0,6
Overigen		Cryptomonas ovata		1,2	0,6
Overigen		Goniochloris contorta	1,2		0,6
Overigen		Restgroep vlg STOWA	1,0		0,5



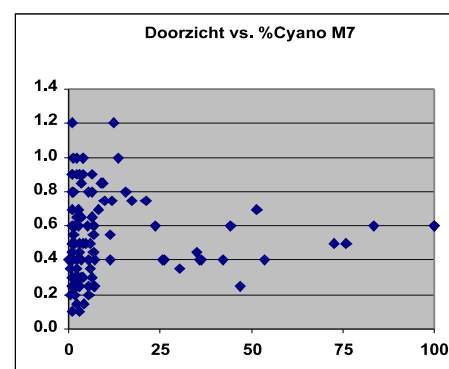
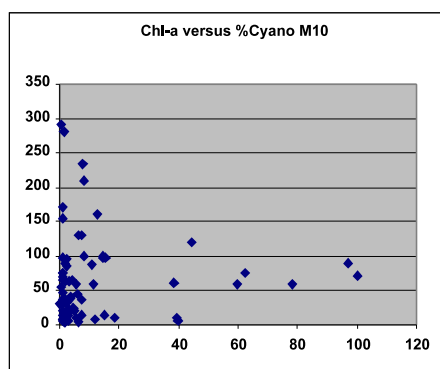
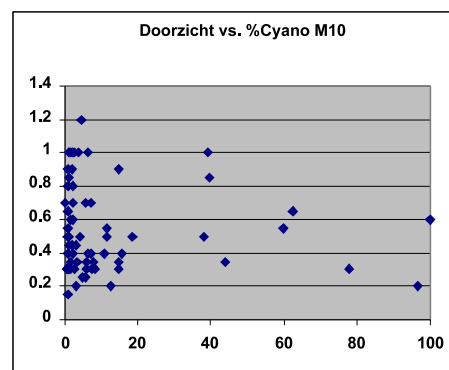
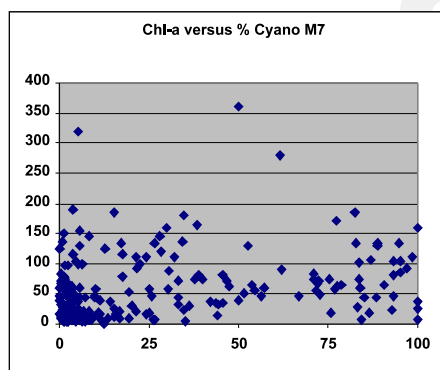
Tabel B3.3 Gemiddelde procentuele hoeveelheden en aantallen waarnemingen van de hoofdgroepen fytoplankton per type en gemiddelden en aantallen waarnemingen van enkele fysisch-chemische parameters.

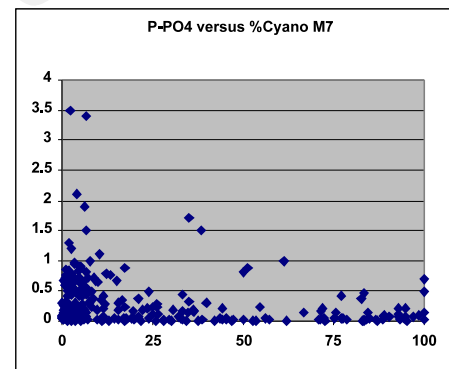
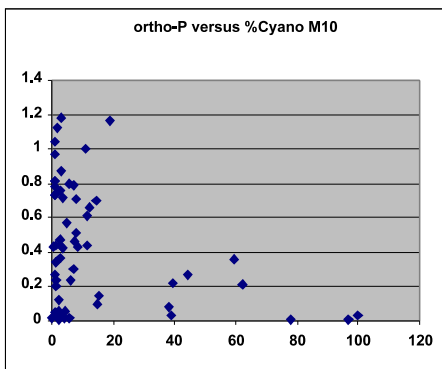
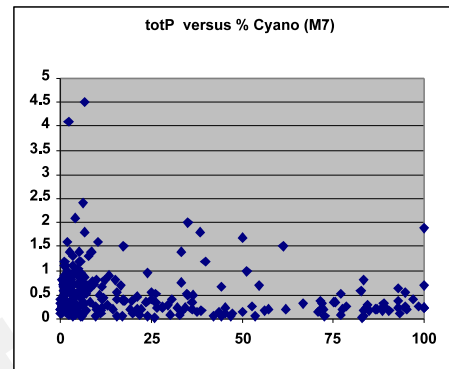
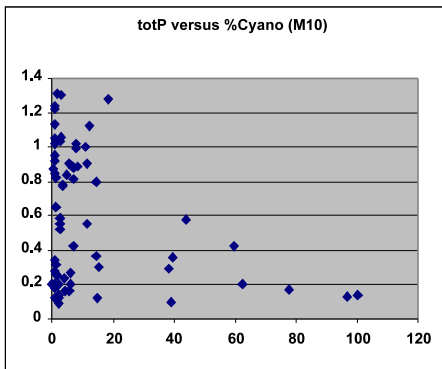
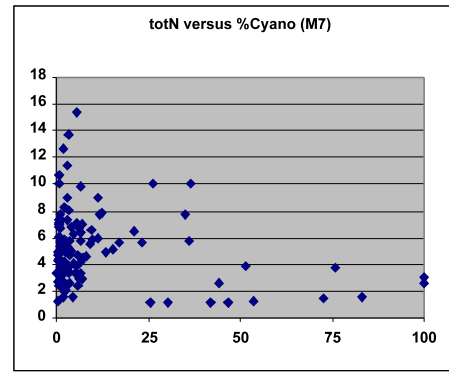
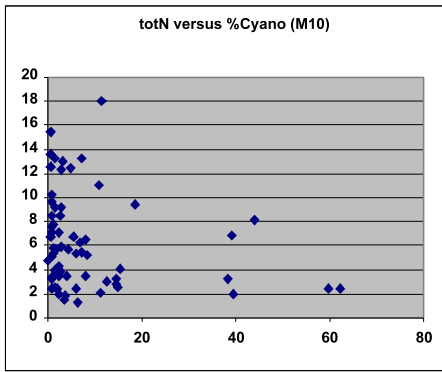
Variabele	Eenheid	M7		M10		M7-M10	
		gem.	aant.	gem.	aant.	gem.	aant.
Cyanobacteria	%	9	816	8	149	9	965
Groenwieren	%	44	816	23	149	33	965
Kiezelwieren	%	23	816	41	149	32	965
Overige algengroepen	%	26	816	28	149	27	965
Chlorofyl-a	ug/l	52,7	248	63,7	72	58,2	320
Doorzicht	m	0,54	111	0,55	69	0,55	180
N-totaal	mg/l	5,20	115	6,25	65	5,73	180
P-totaal	mg/l	0,54	262	0,57	68	0,56	330
P-ortho	mg/l	0,33	257	0,43	60	0,38	317

Zoals op grond van de fysisch-chemische condities valt te verwachten zijn de taxa uit tabel B3.2 algemene soorten uit de Nederlandse voedselrijke wateren. Ook onder de 724 resterende taxa komen bijzondere soorten niet of nauwelijks voor.

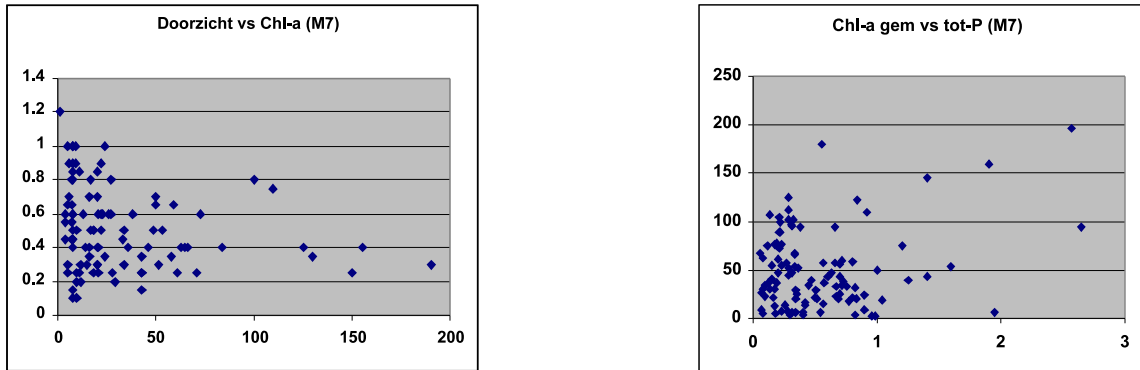
Gemiddeld zijn de chlorofylconcentraties, ondanks de extreem hoge nutriëntenconcentraties niet zeer hoog. Waarschijnlijk hangt dit samen met de relatief korte verblijftijd van het water in veel kanalen.

In beide typen kanalen komen de kiezelwieren vrij veel voor, evenals de groenwieren. De kiezelwieren gedijen goed, doordat zij door de veelvuldige bewegingen van het water goed kunnen blijven zweven. Hoewel de blauwalgen of cyanobacteriën gemiddeld niet zeer veel voorkomen komen zij in sommige kanalen met hoge procentuele aandelen (meer dan 50% van het totaal) voor. Daarom zijn de relaties tussen de variabele uit tabel B3.3 weergegeven in afbeelding B3.1. In afbeelding B3.2 staan de relaties van totaal-fosfaat, doorzicht en chlorofyl-a.





Afbeelding B3.1 Relaties tussen percentage cyanobacteriën en enkele milieuvariabelen



Afbeelding B3.2 Relatie tussen chlorofyl-a en totaal-fosfaat (zomergemiddelden) en tussen doorzicht en chlorofyl-a (momentane waarnemingen in type M7).

Er zit tussen beide typen weinig verschil in de patronen van de verschillende variabelen. Bij hoge relatieve concentraties cyanobacteriën hoeft de chlorofylconcentratie niet hoog te zijn, dus ook andere algengroepen zijn tot bloei in staat. Ook hoeven hoge relatieve hoeveelheden van cyanobacteriën niet te leiden tot een laag doorzicht. Hoge concentraties van cyanobacteriën komen bij alle nutriëntenconcentraties voor. Vooral in type M10 lijkt het erop dat een hoge relatieve concentratie van cyanobacteriën gepaard gaat met lage concentraties van totaal-fosfaat. Als hoge relatieve concentraties gepaard gaan met hoge absolute concentraties cyanobacteriën zou dit kunnen betekenen dat stikstof in deze kanalen beperkend is voor de groei van cyanobacteriën.

Bij hoge concentraties van totaal-fosfaat komen ook hoge concentraties voor van chlorofyl-a, maar de chlorofylconcentraties zijn wel enkele malen lager dan in meren met vergelijkbare fosfaatconcentraties (vierde eutrofiëringenquête). Ook bij lagere fosfaatconcentraties kunnen soms nog hoge chlorofylconcentraties voorkomen, waarschijnlijk samenhangend met een langere verblijftijd van de betreffende kanalen. Bij hoge chlorofylconcentratie is het doorzicht altijd laag, maar bij lage chlorofylconcentraties hoeft het doorzicht niet laag te zijn, waarschijnlijk als gevolg van de aanwezigheid van fijn slib of humeus materiaal.

## Bijlage 4

# Effectenen op macrofyten-soorten in rivieren en kanalen

In deze bijlage staan de data die zijn gebruikt voor het afleiden van maximaal haalbare scores voor de soortensamenstelling van de macrofyten, zoals die zijn gebruikt als basis voor de afgeleide maatlaten.

### Rivieren

Er is uitgegaan van de oorspronkelijke soortenlijsten voor de referenties en de scores per soort in drie verschillende abundantieklassen. Voor de afleiding zijn de twee wegen bewandeld zoals ook in de tekst is aangegeven: de afleiding op basis van argumenten (theorie) en de data-analyse. De resultaten van de twee benaderingen zijn samengevoegd tot een score die de soort maximaal zou kunnen halen onder MEP omstandigheden.

Een positief argument betekent dat de soort zich kunnen handhaven of uitbreiden:

1. handhaaft zich bij een sterk verlies aan vormvariantie bij alle behandelde ingrepen
2. handhaaft zich alleen als er nog enig seizoen-peilverloop plaatsvindt.
3. krijgt meer kansen in trajecten waar het water langzamer stroomt.
4. krijgt meer kansen in tijdelijk (zo goed als) stilstaand water.

Een negatief argument betekent dat de soort waarschijnlijk verdwijnt:

- 1. verdwijnt ten gevolge van verlies aan luwe, slibrijke, droogvallende delen
- 2. verdwijnt ten gevolge van toename beschikbaarheid nutriënten
- 3. verdwijnt ten gevolge van onderhoud

De data-analyse geeft het voorkomen van de soorten in concrete beken die zijn gekanaliseerd en gestuwd, maar waarvan de kwaliteit de MEP benaderd. De getallen geven de bijdrage in de score van de soorten in de gegeven situatie weer.

- a. Amerdiep, gegevens Waterschap uit Limnodata
- b. Amerdiep, gegevens provincie Drenthe
- c. Kleine Beerse, gegevens Bekenwerkgroep Nederland
- d. Grote Beerse, gegevens Bekenwerkgroep Nederland
- e. Deurzerdiep, gegevens provincie Drenthe
- f. Overijsselse Vecht bij de grensovergang met Duitsland, gegevens Waterschap Velt en Vecht

Tabel B4.1 Maatlatberekening volgens natuurlijke referentie van deze wateren

waterlichaam	watertype	A. waterplanten			B. oeverplanten		
		score	ekr	klasse	score	ekr	klasse
a. Amerdiep, Waterschap	R5	23	56	matig	8	37	ontoereikend
b. Amerdiep, Drenthe	R5	21	51	matig	17	79	goed
c. Kleine Beerse	R5	18	44	matig	11	51	matig
d. Grote Beerse	R5	31	76	goed	15	70	goed
e. Deurzerdiep	R5	13	32	ontoereikend	15	70	goed
f. Overijsselse Vecht	R6	6	16	slecht	15	28	ontoereikend

Verklaring van de kolom MEP:

Hier wordt de waarschijnlijk hoogst haalbare score aangegeven van de soorten op een afgeleide maatlat gebaseerd op de afleiding in voorgaande kolommen. Voorbeeld: bij *Callitriche hamulata* wordt verondersteld dat de soort zich moeilijk kan handhaven. In de concrete beken blijkt de soort toch voor te komen, maar slechts een score van 2 te halen omdat de abundantie heel laag is. De conclusie is dat de soort bij een MEP-toestand weliswaar voor kan komen, maar slechts weinig, niet meer dan abundantieklasse 1 en de soort dus geen 4 of 3 meer kan scoren.

Er zijn drie kolommen:

1. voor de ingreep kanalisatie
2. voor de ingreep kanalisatie met geringe mate van verstuwung
3. voor de ingreep kanalisatie met sterke verstuwung

Het totaal van deze scores vormt het nieuwe maximum voor de score van de soorten op de afgeleide maatlaten. Deze zijn aan het eind van de tabellen samengevat.

Tabel B4.2 Afleidingen voor watertype R5

soort	Referentie				Afleiding					MEP				
	cat.	abundantie			theorie		data					maximaal		
		1	2	3	pos	neg	a	b	c	d	e	1	2	3
Callitriche hamulata	3	2	4	3		-2			2	2		2	2	2
Callitriche platycarpa	2	1	2	1	1		1	2	1	2	1	2	2	2
Ceratophyllum demersum	4	1	1	1	1				1	1		1	1	1
Eleogiton fluitans	1	1	3	2		-2			1			1	1	1
Elodea canadensis	1	1	3	2	1		3	3	1	3		3	3	3
Elodea nuttallii	4	1	1	1	1		1		1	1	1	1	1	1
Hottonia palustris	3	2	4	3		-1,-2		4				4	4	4
Hydrocharis morsus-ranae	4	1	1	1		-1								
Ludwigia palustris	1	1	3	2	2	-1								
Luronium natans	1	1	3	2		-1,-3			1	3		3	3	3
Myriophyllum alterniflorum	3	2	4	3		-2								
Myriophyllum spicatum	1	1	3	2	1							3	3	3
Myriophyllum verticillatum	4	1	1	1		-1			1	1		1	1	1
Nitella mucronata	3	2	4	3		-2								
Nuphar lutea	3	2	4	3	3		3			2		2	4	
Potamogeton alpinus	3	2	4	3	1		4	2				4	4	4
Potamogeton compressus	4	1	1	1		-2,-3								
Potamogeton crispus	1	1	3	2	1		3			1		3	3	3
Potamogeton lucens	2	1	2	1		-1,-3								
Potamogeton mucronatus	4	1	1	1	1							1	1	1
Potamogeton natans	4	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1
Potamogeton nodosus	3	2	4	3		-3								
Potamogeton pectinatus	2	1	2	1	1			2				2	2	2
Potamogeton perfoliatus	2	1	2	1		-3								
Potamogeton pusillus	4	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1	1
Potamogeton trichoides	1	1	3	2	1			3	3	1	3	3	3	3
Ranunculus fluitans	3	2	4	3	1		4					4	4	4
Ranunculus peltatus	3	2	4	3	1			2	2	4	2	4	4	4
Ranunculus peltatus var. heterophyllum	3	2	4	3	1					4		4	4	4
Sparganium emersum	3	2	4	3	1		3		2	4	4	4	4	4
Utricularia vulgaris	4	1	1	1		-1,-3		1				1	1	1
Acorus calamus	4	1	1	1		-1,-3								
Alisma gramineum	4	1	1	1		-1,-3								
Alisma lanceolatum	4	1	1	1	2									
Alisma plantago-aquatica	2	1	2	1	2			2	1	1	2	2	2	
Apium nodiflorum	2	1	2	1		-1,-3								
Berula erecta	4	1	1	1	2		1					1	1	
Butomus umbellatus	2	1	2	1	2					1		1	1	
Equisetum fluviatile	1	1	3	2	1		2	3	1	1	3	3	3	3
Glyceria fluitans	5	1	0	0	1		0	0	1	0	0	1	1	1
Glyceria maxima	4	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1
Iris pseudacorus	4	1	1	1		-3		1	1	1		1	1	1
Lycopus europaeus	4	1	1	1	1			1		1		1	1	1
Myosotis scorpioides	4	1	1	1	1		1	1	1	1		1	1	1
Oenanthe aquatica	2	1	2	1	2			1	1	1		1	1	
Oenanthe fistulosa	4	1	1	1		-1,-3								
Persicaria hydropiper	2	1	2	1	2			1	1	1	2	2	2	
Phalaris arundinacea	4	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1
Phragmites australis	4	1	1	1		-3		1		1	1	1	1	1
Ranunculus circinatus	4	1	1	1	1									
Rorippa amphibia	4	1	1	1	1				1	1		1	1	1
Rorippa microphylla	4	1	1	1	1		1	1			1	1	1	1
Rorippa nasturtium-aquaticum	2	1	2	1	1		1					2	1	1
Rumex hydrolapathum	4	1	1	1		-1,-3				1				

Sagittaria sagittifolia	2	1	2	1	2				1		1	1
Sium latifolium	4	1	1	1		-3						
Sparganium erectum	2	1	2	1	1		1	2	1	1	2	2
Typha latifolia	4	1	1	1		-3					1	
Veronica anagallis-aquatica	2	1	2	1	1							
Veronica beccabunga	2	1	2	1	2			1				1
Veronica catenata	2	1	2	1	2					1		1

Tabel B4.3 De maximale scores voor R5 samengevat

	A.waterplanten	B.oeverplanten
Natuurlijke referentie	82	43
Ingrep kanalisatie (1)	53	26
Ingrep kanalisatie + geringe verstuwing (2)	55	24
Ingrep kanalisatie + sterke verstuwing (3)	57	13

Tabel B4.4 Afleidingen voor watertype R6

soort	Referentie			Afleiding		data	MEP					
	cat.	abundantie		theorie	neg		maximaal					
		1	2				3	1	2	3		
Alisma gramineum	1	2	3	4								
Calliergonella cuspidata	4	1	1	1								
Callitriche platycarpa	4	1	1	1	1				1	1	1	
Ceratophyllum demersum	4	1	1	1	1				1	1	1	
Elodea canadensis	4	1	1	1	1				1	1	1	
Elodea nuttallii	5	1	0	0	1				0	0	0	
Glyceria fluitans	4	1	1	1	1				1	1	1	
Hippuris vulgaris	4	1	1	1		-1,-3						
Hydrocharis morsus-ranae	5	1	0	0		-1	1		1	1	1	
Lemna gibba	5	1	0	0	4							1
Lemna minor	5	1	0	0	4		1					1
Lemna trisulca	1	2	3	4	3						4	4
Myriophyllum spicatum	6	2	3	0	1				3	3	3	
Myriophyllum verticillatum	1	2	3	4		-1						
Nitella flexilis	2	3	4	4	2				3	3	3	
Nitella mucronata	2	3	4	4		-1						
Nuphar lutea	6	2	3	0	1		3		3	3	3	
Nymphaea alba	1	2	3	4		-3						
Nymphoides peltata	3	1	2	3	1				2	2	2	
Persicaria amphibia	5	1	0	0	2				1	1		
Potamogeton compressus	1	2	3	4	1				3	3	3	
Potamogeton crispus	6	2	3	0	1				3	3	3	
Potamogeton gramineus	2	3	4	4	1				4	4	4	
Potamogeton lucens	1	2	3	4	1				3	3	3	
Potamogeton mucronatus	1	2	3	4	1				3	3	3	
Potamogeton natans	4	1	1	1	1				1	1	1	
Potamogeton nodosus	2	3	4	4	1				4	4	4	
Potamogeton pectinatus	5	1	0	0	1				1	1	1	
Potamogeton perfoliatus	3	1	2	3	1				2	2	2	
Potamogeton praelongus	2	3	4	4	1				4	4	4	
Potamogeton pusillus	5	1	0	0	1				1	1	1	
Ranunculus circinatus	4	1	1	1	3						1	1
Ranunculus fluitans	2	3	4	4	1				4	4	4	
Sagittaria sagittifolia	6	1	2	0	2		1		2	2		
Sparganium emersum	3	1	2	3	1				3	3	3	
Spirodela polyrhiza	5	1	0	0	4							1
Stratiotes aloides	4	1	1	1		-1						
Utricularia vulgaris	4	1	1	1		-1,-3						
Acorus calamus	4	1	1	1		-1,-3	1		1	1	1	
Agrostis stolonifera	4	1	1	1	1		1		1	1	1	
Alisma lanceolatum	4	1	1	1	2				1	1		

Alisma plantago-aquatica	3	1	2	3	2		3	2		
Apium nodiflorum	3	1	2	3		-1,-3				
Berula erecta	4	1	1	1	2		1	1	1	
Bidens cernua	4	1	1	1	1		1	1	1	
Bidens frondosa	4	1	1	1	1		1	1	1	
Bidens tripartita	4	1	1	1	1		1	1	1	
Bolboschoenus maritimus	4	1	1	1		-3				
Butomus umbellatus	3	1	2	3	2		1	2	1	
Calamagrostis canescens	4	1	1	1	1			1	1	1
Caltha palustris	4	1	1	1		-3				
Cardamine pratensis	4	1	1	1	1			1	1	1
Carex acuta	1	2	3	4	1			4	4	4
Carex acutiformis	6	1	2	0	2			2	2	
Carex disticha	2	3	4	4		-1,-3				
Carex riparia	3	1	2	3	2			3	2	
Carex vesicaria	2	3	4	4	2			4	4	
Cicuta virosa	4	1	1	1		-3				
Cyperus flavescens	2	3	4	4		-1,-2				
Epilobium hirsutum	5	1	1	0	2		1	1	1	1
Equisetum fluviatile	1	2	3	4	1			4	3	2
Equisetum palustre	4	1	1	1	1			1	1	1
Eupatorium cannabinum	5	1	1	0	2			1	1	
Galium palustre	4	1	1	1	1			1	1	1
Glyceria maxima	5	1	1	0	1		0	0	0	0
Iris pseudacorus	4	1	1	1		-3	1	1	1	1
Lycopus europaeus	4	1	1	1	1			1	1	1
Lysimachia thyrsoiflora	1	2	3	4	2			3	2	
Lysimachia vulgaris	5	1	1	0	1			1	1	1
Lythrum salicaria	5	1	1	0	1		1	1	1	1
Mentha aquatica	4	1	1	1	1			1	1	1
Myosotis scorpioides	4	1	1	1	1		1	1	1	1
Oenanthe aquatica	1	2	3	4	2			3	2	
Oenanthe fistulosa	1	2	3	4	2			3	2	
Persicaria hydropiper	1	2	3	4	2			3	2	
Peucedanum palustre	4	1	1	1		-3				
Phalaris arundinacea	5	1	1	0	1		1	1	1	1
Phragmites australis	4	1	1	1	1		1	1	1	1
Ranunculus lingua	1	2	3	4	2			3	2	
Rorippa amphibia	5	1	1	0	1		1	1	1	1
Rorippa nasturtium-aquaticum	3	1	2	3	1			3	3	3
Rumex hydrolapathum	4	1	1	1	1		1	1	1	1
Senecio paludosus	2	3	4	4	2			4	3	
Sium latifolium	4	1	1	1		-3				
Sparganium erectum	3	1	2	3	2		2	2	2	
Stachys palustris	5	1	1	0	2		1	1	1	
Thelypteris palustris	1	2	3	4		-1,-3				
Typha angustifolia	4	1	1	1		-3				
Typha latifolia	5	1	1	0		-3				
Veronica anagallis-aquatica	3	1	2	3	1			3	3	2
Veronica beccabunga	3	1	2	3	2			3	2	
Veronica catenata	3	1	2	3	1			3	3	2

Tabel B4.5 De maximale scores voor R6 samengevat

	A. waterplanten	B. oeverplanten
Natuurlijke referentie	90	109
Ingriep kanalisatie (1)	55	79
Ingriep kanalisatie + geringe verstuwung (2)	60	67
Ingriep kanalisatie + sterke verstuwung (3)	60	34

*Kanalen*

Om een plafond te schatten voor de soortensamenstelling die mag worden verwacht in de kanalen is een analyse uitgevoerd op de kans van aantreffen van de soorten van de maatlatten voor natuurlijke wateren in de kanalen. Behalve naar het voorkomen zelf is gekeken naar de soorten die in tenminste 5% van de kanalen werden aangetroffen. Dit zijn de soorten die ook kunnen worden verwacht bij een situatie die als MEP moet worden beoordeeld onder minder optimale omstandigheden (diepe kanalen met enige vorm van scheepvaart, geen of nauwelijks natuurlijke of natuurvriendelijke oevers).

*Tabel B4.6 Soorten waterplanten die in de monsters in Limnodata voorkomen (frequentie, percentage van het aantal monsters waarin de soort voorkwam) en de score die deze maximaal geven op de deelmaatlatten van de verschillende natuurlijke watertypen. Het totaal betreft alle score van de soorten die voorkomen en het totaal van de soorten die tenminste in 5% van de monsters voorkomen, beide vergeleken met de maximum score in het natuurlijke type.*

aangemerkt getoetst aan natuurlijk type	frequentie		maximum haalbare score					
			M10				M7	
	M10	M7	M5	M11	M25	R12	M20	R6
aantal monsters	21	106						
Azolla filiculoides	19	0	1					
Callitriche platycarpa	0	1					4	1
Ceratophyllum demersum	62	27	2	1	1	1	2	1
Elodea nuttallii	52	24	1	1	1	1	1	2
Fontinalis antipyretica	5	0	4	2	2			1
Hydrocharis morsus-ranae	48	13	4	2	2	1	4	2
Lemna gibba	48	39	1	1	1		1	1
Lemna minor	48	40	1	1	1	1	1	1
Lemna trisulca	33	20	1	1	1	1	1	1
Najas marina	0	1					4	2
Nitella flexilis	5	0	2	4	4			
Nuphar lutea	67	29	4	2	2	2	4	2
Nymphaea alba	57	10	4	2	2	4	4	2
Nymphoides peltata	0	6					4	2
Persicaria amphibia	19	25	2	2	2	1	2	2
Potamogeton berchtoldii	0	1						2
Potamogeton crispus	5	3	4	2	2	1	4	2
Potamogeton lucens	0	2					4	2
Potamogeton natans	0	3					2	2
Potamogeton pectinatus	29	18	2	2	2		2	2
Potamogeton perfoliatus	0	1					4	2
Potamogeton pusillus	5	6	4	2	2	1	4	2
Potamogeton trichoides	0	3					4	2
Ranunculus aquatilis	5	1	4	2	2		4	2
Ranunculus circinatus	5	1	4	2	2	1	4	2
Ranunculus peltatus	5	0	4	2	2	2		
Riccia fluitans	0	1					1	1
Spirodela polyrhiza	71	42	1	1	1	1	1	1
Stratiotes aloides	5	0	4	2	2			
Utricularia vulgaris	0	1					4	2
Wolffia arrhiza	24	0		1	1			
totaal			54	35	35	18	70	43
percentage van maximum in natuurlijk type			27	28	28	21	36	34
totaal soorten die > 5% voorkomen			24	17	17	13	31	20
percentage van maximum in natuurlijk type			12	13	13	15	16	16



Tabel B4.7 Soorten oeverplanten die in de monsters in Limnodata voorkomen (frequentie, percentage van het aantal monsters waarin de soort voorkwam) en de score die deze maximaal geven op de deelmaatlaten van de verschillende natuurlijke watertypen. Het totaal betreft alle score van de soorten die voorkomen en het totaal van de soorten die tenminste in 5% van de monsters voorkomen, beide vergeleken met de maximum score in het natuurlijke type.

aangemerkt getoetst aan natuurlijk type	frequentie		maximum haalbare score					
	M10	M7	M10				M7	
			M5	M11	M25	R12	M20	R6
aantal monsters	21	106						
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	10	4	2	2	2	3	2	2
<i>Alopecurus geniculatus</i>	5	0	2			1		
<i>Apium nodiflorum</i>	10	0	2					
<i>Berula erecta</i>	33	12	2	2	2	1	2	2
<i>Bidens cernua</i>	19	2	2			3	2	
<i>Bidens connata</i>	5	0				3		
<i>Bidens frondosa</i>	38	11	2			1	2	
<i>Bidens tripartita</i>	43	8	2			3	2	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	29	18	2				2	
<i>Butomus umbellatus</i>	24	9	2			2	2	
<i>Caltha palustris</i>	5	0	2			4		
<i>Cardamine pratensis</i>	5	2				1		
<i>Carex acuta</i>	10	1				3		
<i>Carex acutiformis</i>	5	3				1		
<i>Carex paniculata</i>	5	0	2	2	2	4		
<i>Carex pseudocyperus</i>	5	0	2	2	2	1		
<i>Carex riparia</i>	5	14				1		
<i>Cicuta virosa</i>	5	1	2	2	2	1	2	2
<i>Eleocharis palustris</i>	5	2	2	2	2		2	2
<i>Epilobium hirsutum</i>	43	48				1		
<i>Equisetum fluviatile</i>	0	2					2	2
<i>Equisetum palustre</i>	0	2						
<i>Eupatorium cannabinum</i>	14	18		2	2	1		2
<i>Galium palustre</i>	10	5	2	2	2	1	2	2
<i>Glyceria fluitans</i>	19	0	2	2	2	1		
<i>Glyceria maxima</i>	90	43	2	1	1	1	2	1
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	5	0	2					
<i>Iris pseudacorus</i>	48	39	2	2	2	1	2	2
<i>Juncus effusus</i>	19	0				1		
<i>Lycopus europaeus</i>	62	29	2	2	2	1	2	2
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	5	1	2	2	2	4	2	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	5	3				1		
<i>Lythrum salicaria</i>	10	6	2	2	2	1	2	2
<i>Mentha aquatica</i>	43	19	2	2	2	1	2	2
<i>Myosotis scorpioides</i>	43	8	2	2	2	1	2	2
<i>Stachys palustris</i>	57	0		2	2	1		
<i>Typha angustifolia</i>	24	23	2	2	2	1	2	2
<i>Typha latifolia</i>	19	15	2	1	1	1	2	1
<i>Veronica beccabunga</i>	10	0	2	2	2			
totaal			48	31	31	49	36	27
percentage van maximum in natuurlijk type			38	34	34	40	28	41
totaal soorten die > 5% voorkomen			32	21	21	27	22	15
percentage van maximum in natuurlijk type			25	23	23	22	17	16

## Bijlage 5

## Effecten van peilbeheer op waterplanten in meren

De effecten van peilbeheer op de submerse waterplanten komen

- direct tot uiting in de abundantie van de waterplantenvegetaties via de waterdiepteverdeling (afhankelijk van de morfologie van een meer),
- indirect tot uiting via de stuurfactoren doorzicht in het voorjaar en doorzicht in het groeiseizoen en
- indirect tot uiting via de verminderde retentie van nutriënten in de oeverzone.

**Abundantie van de waterplantenvegetaties en de waterdiepteverdeling**

Een hoog zomerpeil in het geval van tegennatuurlijk peilbeheer betekent dat de waterdiepte 's zomers groter wordt. Hierdoor kan het potentiële areaal aan submerse waterplanten veranderen, omdat de waterdiepte de maximale diepte waarop waterplanten kunnen voorkomen ( $Z_{max}$ ) kan gaan overschrijden. Hierdoor verschuift de begroeibare zone binnen een meer, omdat deze in de diepte wordt begrensd door  $Z_{max}$  en aan de ondiepe zijde door de gemiddelde laagwaterlijn. Voor de abundantiegraad van submerse waterplanten moet de gemiddelde bedekking binnen het gehele begroeibare areaal worden berekend. Het begroeibare areaal is gedefinieerd als het gedeelte van het waterlichaam dat ondieper is dan  $Z_{max}$  (maximale groeидiepte van waterplanten) onder referentie-omstandigheden. Er kan worden uitgegaan van de volgende relatie:

$$B_{begroeibaar} = \frac{Z_{max,act}}{Z_{max,ref}} * \frac{B_{act}}{B_{ref}}$$

Waarbij:

- B<sub>begroeibaar</sub> = bedekking binnen begroeibaar areaal
- Z<sub>max,act</sub> = maximale groeидiepte berekend uit extinctie (3%)
- Z<sub>max,ref</sub> = maximale groeидiepte in referentie
- B<sub>act</sub> = bedekking binnen begroeid areaal
- B<sub>ref</sub> = referentiebedekking in begroeibaar areaal (= 65%)

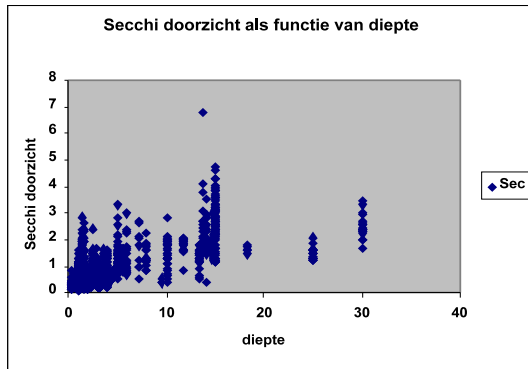
Tabel B5.1 Maximale groeидiepte voor de typen meren die hier worden beschouwd (M14, M20 en M27) (uit Van den Berg (red.), 2004).

Watertype	Waterdiepte (m)	Z <sub>max</sub> referentie (m)
	mediaan	mediane, maximale groeидiepte
M14	1,5	2,71
M20	6	4,51
M27	1,5	2,42

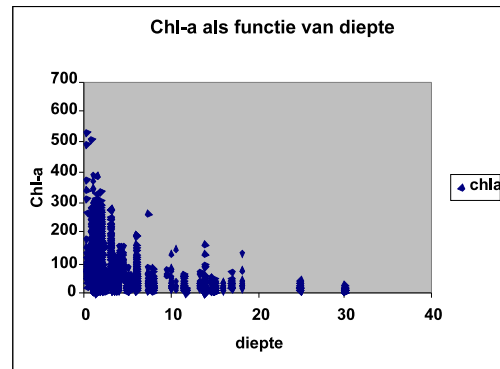
De respons in abundantie van waterplanten is afhankelijk van de waterdiepteverdeling in een meer, welke weer afhangt van de morfologie van een meer en van de door nutriënten en algengroei gestuurde helderheid van de waterkolom (o.a. Scheffer, 1998). In ondiepe meren is het effect van een hoog zomerpeil waarschijnlijk beperkt, tenminste als de helderheid van de waterkolom geen beperkende factor vormt voor de groei van ondergedoken waterplanten bij een grotere waterdiepte. In de ondiepe meren (maximaal 3 m diep, maar op de meeste plaatsen ondieper) van typen M14 en M27 kunnen vrijwel overal waterplanten voorkomen. In de diepere meren zal dit het geval zijn in de zone beneden de  $Z_{max}$  (zie tabel B5.1).

De effecten van het onnatuurlijke peilbeheer zullen het grootst zijn als met het hoge zomerpeil in combinatie met nutriëntenbelasting vanuit het inlaatwater een relatief groot deel van een meer of plas ongeschikt wordt voor groei van ondergedoken waterplanten. Een hoger zomerpeil in combinatie met een goede waterkwaliteit (beperking van nutriënten, veelal fosfaat, en daardoor een laag Chlorophyll-a gehalte en een grote helderheid van de waterkolom) zal geen effecten hebben op de abundantie aan ondergedoken waterplanten. Afbeelding B5.1 en 2 laten zien dat er verschillende toestanden ten aanzien van chlorophyll-a gehalte en doorzicht bestaan bij eenzelfde waterdiepte. Afbeelding B5.3 geeft het chlorophyll-a gehalte als functie van de Secchi-schijf diepte. De figuur laat zien dat bij een bepaald doorzicht verschillende chlorophyll-a gehalten kunnen voorkomen, maar dat er vrijwel altijd sprake is van een maximum waarde voor chlorophyll bij een bepaalde waterdiepte. Dit komt doordat de hoeveelheid algen bij lichtlimitatie per

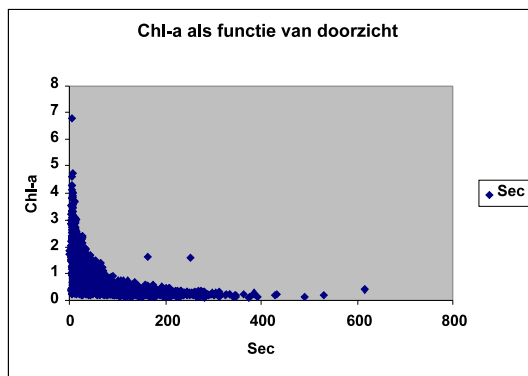
oppervlakte eenheid (m<sup>2</sup>) constant is (Scheffer, 1998). Beneden deze maximum waarde kan het chlorofyll-gehalte variëren bij een zelfde waterdiepte.



Afbeelding B5.1 Relatie tussen doorzicht (Secchi schijf) en diepte in een grote dataset aan meren (eutrofiëringsenquête).



Afbeelding B5.2 Relatie tussen Chl-a en diepte in een grote dataset aan meren (eutrofiëringsenquête).



Afbeelding B5.3 Relatie tussen Chl-a en doorzicht (Secchi-schijf).

Concluderend kan gesteld worden, dat het begroeibare oppervlak aan submerse waterplanten onder invloed van een tegennatuurlijk peilbeheer kan verschuiven, maar dat dit voor de abundanties aan submerse waterplanten binnen dit begroeibare oppervlak geen consequenties heeft.

### Doorzicht in het voorjaar en het groeiseizoen en de abundantie van de watervegetatie

De stuurfactor doorzicht wordt bepaald door de achtergrondstroebeling (o.a. afhankelijk van het type sediment) en de mate van algengroei, waarvoor als maat vaak het Chlorophyll-a gehalte wordt gebruikt. Het Chlorophyll-a gehalte wordt sterk gestuurd door de nutriëntenbeschikbaarheid. Systeemkenmerken (diepte, oppervlakte, bodemtype) van een meer zijn mede bepalend voor de werkelijke relatie tussen chlorofyl-a en nutriënten (Portielje, in prep.). Top-down controle van algen (graas, allelopathie) kunnen leiden tot lagere chlorofyll-gehalten dan op grond van de nutriëntengehalten te verwachten zijn.

Concluderend kan gesteld worden dat de effecten van peilbeheer indirect, via het systeemkenmerk diepte, van invloed kan zijn op de relatie tussen chlorofyll-a en nutriënten. De factor doorzicht wordt echter vooral gestuurd door achtergrondstroebeling en mate van algengroei, die vooral een relatie vertonen met nutriëntenbeschikbaarheid. Het effect van peilbeheer wordt gedekt door het meest gelijkende type, omdat diepte is opgenomen als karakteriserende factor voor de watertypen.

### Verminderde retentie van nutriënten in de oeverzone en de abundantie watervegetatie

Bij een tegennatuurlijk peilbeheer, waarin een oeverzone nauwelijks ontwikkeld is, neemt de uitwisseling tussen oever en water af en daarmee ook de 'zuiverende' werking van de oeverzone, wat zal leiden tot een

verminderde retentie van nutriënten. Bij retentie van nutriënten speelt zowel de vegetatie in de oeverzone een rol alsook de chemische processen in de bodem van de oeverzone (Coops et al., 2004; Janse et al., 2001; Wienk et al., 2000). De afwisseling van droogval en overstroming draagt bij aan verwijdering van stikstof uit het systeem (Wienk et al., 2000). Voor fosfor dient de oeverzone als sink, hetgeen betekent dat onder anaerobe omstandigheden fosfor ook weer vrij kan komen (Wienk et al., 2000). Ook vindt in de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten een hogere retentie van fosfor plaats dan in de afwezigheid van ondergedoken waterplanten (Portielje en Rijsdijk, 2003). Dit kan een factor 3 verschillen in de fosforconcentratie in een meer (Veluwemeer in Fig. 6 in Portielje en Rijsdijk, 2003).

Het voorgaande betekent dat de doelstelling ten aanzien van de concentratie aan fosfaat in een meer met een slecht ontwikkelde oeverzone en weinig ondergedoken waterplanten pas bij een lagere fosfor-belasting zal worden bereikt. Als gevolg van een hogere interne concentratie aan fosfor kan het doorzicht afnemen, wat een negatief effect kan hebben op ondergedoken waterplanten. Wat de invloed daarvan is, wordt mede bepaald door de breedte van de oeverzone en de relatieve oeverlengte. In grotere meren zal de invloed van de oevervegetatie op de waterkwaliteit beperkt zijn. In kleine meren met brede, droogvallende oeverzones kan de invloed van oeverzones groot zijn.

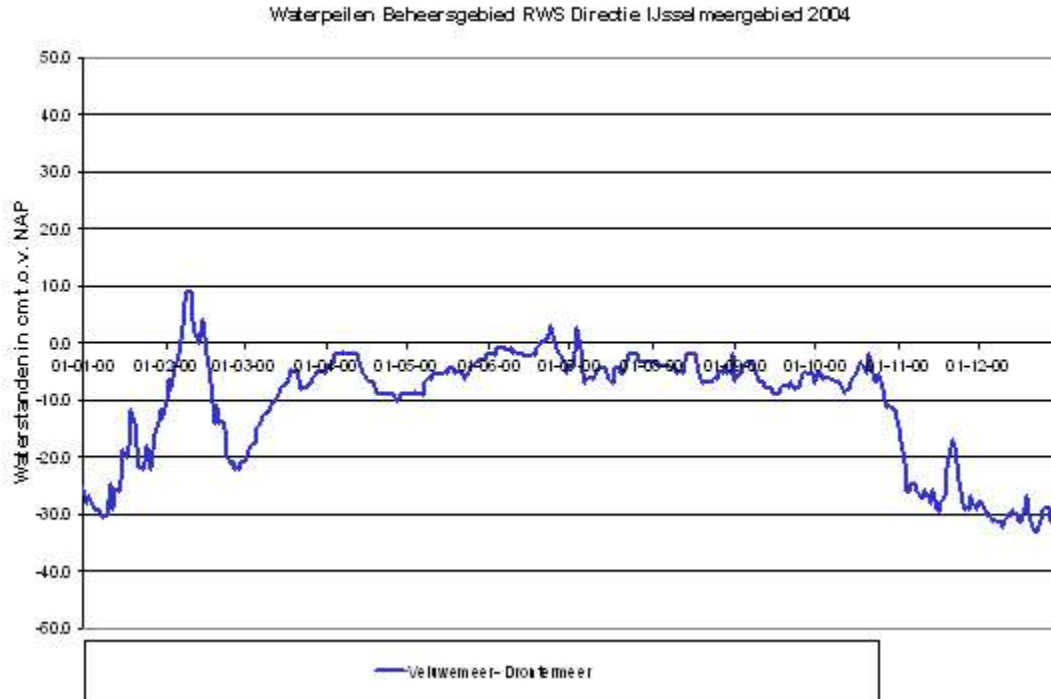
Modelberekeningen hebben aangetoond dat de relatieve oeverzone vrij groot moet zijn om een substantieel effect te hebben (Janse et al., 2001). Een aanzienlijke afname in zomerpieken aan chlorofyl-a en een toename in ondergedoken waterplanten treedt alleen op bij oppervlakten van de oeverzone die zo groot zijn als de helft van het meeroppervlak (Janse et al., 2001). Voorwaarden zijn een matige nutriëntenbelasting en voldoende uitwisseling tussen oeverzone en watercompartiment. Een stabiele situatie ontstaat pas bij een verhouding in oppervlak tussen oeverzone en submerse zone van 1:1. Onduidelijk daarbij is nog in hoeverre de verlaagde retentie vanuit de oever opgevangen kan worden door een hoge abundantie van submerse waterplanten. Duidelijk is in ieder geval wel dat submerse planten een sterke invloed hebben op de retentie van fosfor. Kwantificering van de nutriëntenretentie onder een gegeven peildynamiek is met de huidige wetenschappelijke kennis niet mogelijk (Coops et al., 2004). Nader onderzoek daaraan is gaande.

Concluderend kan gesteld worden, dat kwantificering van de nutriëntenretentie onder een gegeven peildynamiek niet mogelijk is met de huidige wetenschappelijke kennis. Modelberekeningen hebben aangetoond dat er sprake moet zijn van een relatief grote oeverzone (oeverzone : wateroppervlak = 1 : 1) om een berekenbaar effect te geven. In de praktijk zal dat betekenen dat alleen in kleine systemen van de referentie voor eutrofiëringsgevoelige maatlaten kan worden afgeweken. Omdat vooralsnog wateren kleiner dan 50 ha niet worden opgenomen bij rapportages, kan worden aangenomen, dat het MEP voor dit aspect vergelijkbaar is met de referentiewaarde van het meest gelijkende natuurlijke type.

### **Analyse van de abundantie van waterplanten in meren met aangepast peil**

#### *1. Veluwemeer*

In het Veluwemeer heeft een reductie van 80 % plaats gevonden in de externe belasting van fosfor in 1979 (Van der Molen et al., 1998). Ca. 15 jaar later begonnen Characeeën zich sterk uit te breiden. De verblijftijd van water in het meer is relatief kort (0,15 jaar; Portielje et al., 2003). 90 % van het meer is ondieper dan 2,75 m (zomerpeil). Dat betekent dat vrijwel overal op de bodem macrofyten kunnen voorkomen. Het Veluwemeer wordt gekenmerkt door een tegennatuurlijk peilbeheer (afbeelding B5.1). Het Veluwemeer heeft een streefpeil van -0,05 NAP in de zomer en -0,30 NAP in de winter, dat wil zeggen dat het water in de zomer 25 cm hoger staat dan in de winter. Het Veluwemeer is zeer helder (zichtdiepte om en nabij 1 meter in de periode 1996-2001), kenmerkt zich door een lage P-totaal waarde over deze periode (gemiddeld 0,05 mg/l) en een laag Chlorophyll-a gehalte over deze periode (ca. 10 mg/l). Op de maatlat voor macrofyten scoort de deelmaatlat bedekking submerse vegetatie een EKR van 0,77 en de waterplantensamenstelling een EKR van 0,80. Dat komt overeen met de score "goed". Dit voorbeeld laat zien dat de hydromorfologische ingreep tegennatuurlijk peilbeheer het behalen van de goede toestand niet in de weg staat.

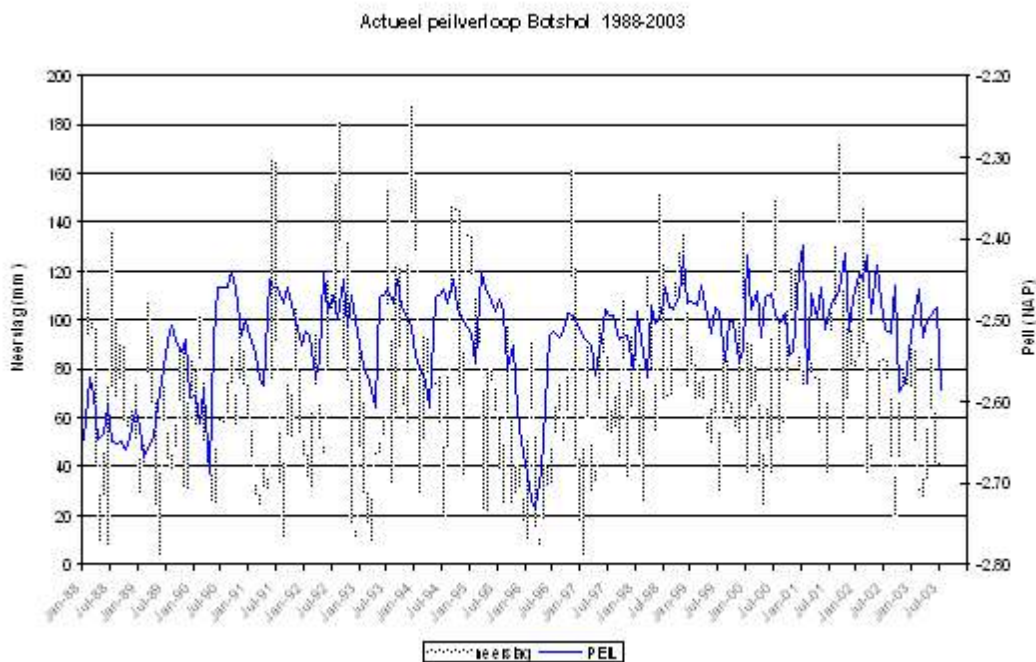


Afbeelding B5.4 Jaarrond peilverloop in Veluwemeer.

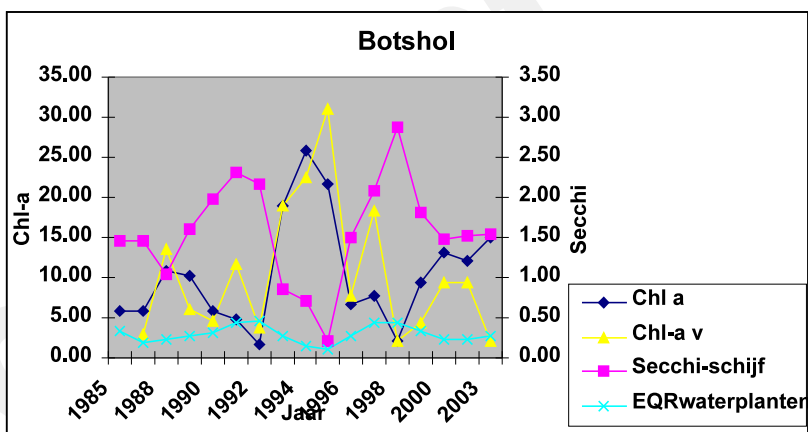
## 2. Botshol

Botshol is een ondiepe laagveenplas (1 m diep) behorende tot het type M27. Botshol kenmerkt zich door een tegennatuurlijk peilbeheer ('s zomers hoog en 's winters laag) (afbeelding B5.2). Aan het eind van de winter laat de waterbeheerder het peil uitzakken. In de zomer wordt water ingelaten. Het meer vangt water vanuit een relatief groot invangebied. In Botshol kunnen over de jaren heen de Chlorophyll-a gehalten sterk wisselen (afbeelding B5.3). Algemeen is bekend dat fluctuaties in Chlorophyll-a gehalten het gevolg zijn van variaties in weerscondities, maar ook het gevolg kunnen zijn van variaties in het ecosysteem (Portielje, in prep.). In Botshol hangen de chlorophyll-gehalten met name samen met het eerste, de weerscondities (Winnie Rip, mond med.). Het doorzicht in het vroege voorjaar blijkt een kritische factor die sterk bepalend is voor de groei van submerse waterplanten in de er op volgende zomer. Natte winters (bijv. 1998) leiden tot lage chlorophyll-a gehalten en een hoge totaal-bedekking aan submerse waterplanten, en droge jaren (midden jaren negentig) tot hoge chlorophyll-a gehalten en een lage totaal-bedekking aan submerse waterplanten.

Als gevolg van deze wisselingen in chlorophyll-a gehalten en bedekking en soortensamenstelling van ondergedoken waterplanten, wisselt de EKR bedekking submerse vegetatie van 0 (slecht) tot 1 (zeer goed) en de EKR soortensamenstelling waterplanten van slecht tot matig. Hangt dus even af van de toetsing aan M30. Deze waarde voor EKR is niet afhankelijk van enige verandering in het peilbeheer.



Afbeelding B5.5 Peilverloop in Botshol in relatie tot neerslag.



Afbeelding B5.6 Verloop van jaargemiddelde Chlorophyll-a gehalten (Chl a), voorjaarsgemiddelde Chlorophyll-a gehalten (Chl-a v), doorzicht (Secchi-schijf) en de berekende EKR-waarde voor de waterplanten in het meer (EQRwaterplanten) in Botshol.

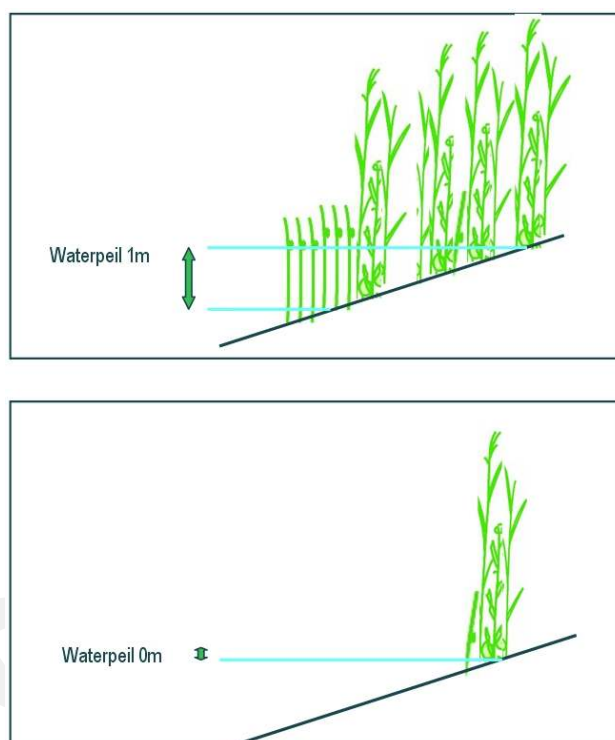
## Bijlage 6

### Toepassing van de deelmaatlat abundantie oeverbegroeiing

Bij de natuurlijke wateren is gesteld dat het begroeibare areaal van de oeverzone ligt tussen de gemiddelde hoogwaterstand in de winter en de gemiddelde laagwaterstand in de zomer. Bij een vast- of tegennatuurlijk peilbeheer is die zone daardoor onbepaald, terwijl er toch sprake kan zijn van een oeverbegroeiing.

Om de oeverzone vast te stellen en de deelmaatlat voor de abundantie ervan vast te stellen is onderstaande uitleg gegeven.

Het gaat hier om meren met een tegennatuurlijk of vast peilbeheer als onomkeerbare hydromorfologische ingreep. Een inundatiezone ontbreekt daardoor vrijwel geheel. Afbeelding B5.1 laat dit schematisch zien.



Afbeelding B6.1 Begroeibaar areaal in de referentiesituatie (boven) en de situatie met vast of tegennatuurlijk peilbeheer (onder).

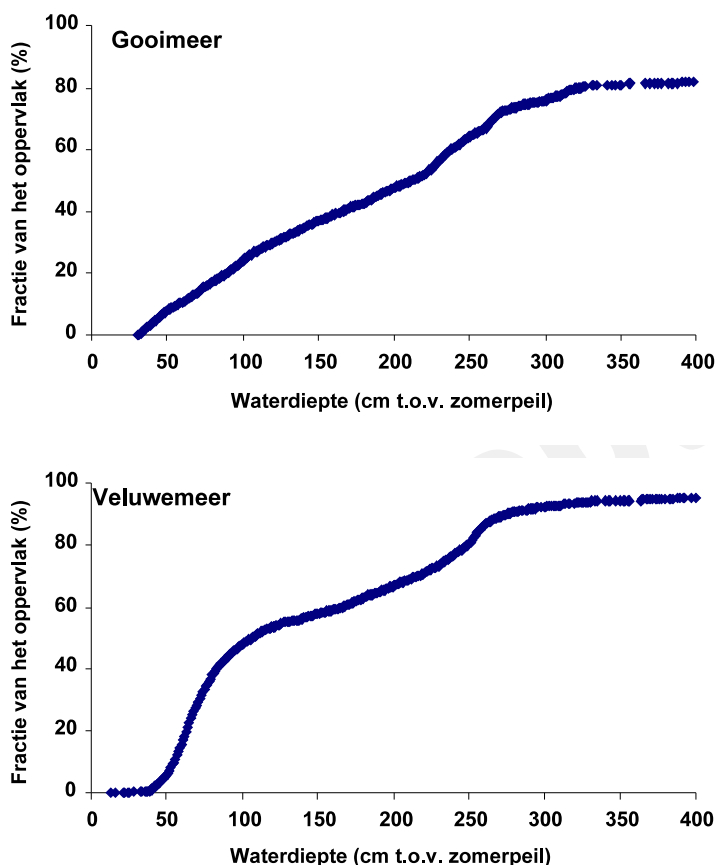
Bij een gedempt peilbeheer kan de zone weliswaar formeel worden vastgesteld, maar in de praktijk moet dezelfde procedure worden gevolgd omdat de fluctuatie in het peil nog steeds veel geringer is dan de planten doorgaans kunne overbruggen.

Deze toepassing gaat ervan uit dat tegennatuurlijk of vast peilbeheer een onomkeerbare verandering betreft en dat er geen mitigerende maatregelen zijn. In de praktijk zal dit moeten worden onderbouwd of dient het effect van mitigerende maatregelen verdisconteerd te worden.

De deelmaatlat wordt als volgt toegepast:

- Bepaal de omvang van de oeverzone met een waterdiepte van maximaal 1 m: helofyten groeien vegetatief uit tot een waterdiepte van 1 m (mits niet te grote strijklengte, zie verder). Afbeelding B5.2 geeft een voorbeeld van de diepteverdeling van twee van de randmeren. Overigens is uit figuur niet af te lezen welke fractie van de ondiepe delen in de oeverzone ligt.
- Bepaal de strijklengte: vanaf een strijklengte van ongeveer 500 m groeien helofyten vegetatief uit tot een waterdiepte minder dan 1m (vgl. afbeelding 4.2 in de hoofdttekst). Als eenvoudige vuistregel is te hanteren:

- Golfslag speelt geen negatieve rol op helofyten aan west-, zuidwest- en noordwestoever; op dergelijke plaatsen is de maximale waterdiepte voor helofytengroei 1 m.
- Aan oost-, zuidoost- en noordoostoever is de maximale waterdiepte voor helofytengroei 1 m bij een strijklengte van maximaal 1 km en 0,5 m bij een strijklengte van > 1 km.
- Deze vuistregel is grof en specifieke omstandigheden (b.v. zeer grote strijklengtes) kunnen maatwerk vereisen.
- Bepaal nu de omvang van de oeverzone met een waterdiepte die in beginsel geschikt is voor groei van helofyten (waterdiepte maximaal 1 m, minder dan 1 m bij grote strijklengten).
- Bepaal dan het begroeibaar areaal door rekening te houden met een vegetatieve uitgroei van maximaal 10 m.
- Bepaal de gemiddelde bedekking binnen het begroeibaar areaal.



Afbeelding B6.2 Cumulatieve diepteverdeling van het Gooimeer en het Veluwemeer (ongepubl. geg. Rijkswaterstaat Dir. IJsselmeergebied).

#### Voorbeeld

In afbeelding B5.2 is te zien, dat in het Veluwemeer ca. 45% van de oppervlakte ondieper is dan 1 m. In dit voorbeeld wordt er van uitgegaan, dat die ondiepe delen in elk geval in de eerste tientallen meters langs de oevers zijn gelegen. De totale oeverlengte bedraagt ca. 36.000 m. Bij een maximale uitgroei van helofyten van 10 m vanaf de oever is de begroeibare zone maximaal  $36.000 \times 10 = 360.000 \text{ m}^2 = 36 \text{ ha}$ . Op een totale oppervlakte van het meer (ca. 3.000 ha) bedraagt dat grofweg 1%. Het maximum ecologisch potentieel (MEP) voor de begroeibare zone is in een situatie waarin aan de oostzijde van het meer de invloed van grote strijklengte volledig kan worden gemitigeerd dus  $36 \text{ ha} / 1\%$ . Is mitigatie van de grote strijklengte in het geheel niet mogelijk, dan zal het MEP begroeibaar areaal iets meer dan de helft daarvan zijn.

In afbeelding B5.2 is ook te zien, dat bij een 50 cm lager zomerpeil ongeveer 5% van de meeroppervlakte droog zal vallen. Er mag verwacht worden, dat die oppervlakte begroeid zal raken met helofyten. Verder



zal zich langs de randen van die 5% helofyten-vegetie weer een helofytenrand van maximaal 10 m vestigen, zoals hiervoor beschreven. Het MEP begroeibaar areaal zal dan ca. 5,5% (geen mitigatie voor grote strijklengte) à 6% (wel mitigatie) bedragen.

*Tabel B6.1 Het default begroeibaar areaal bij verschillende waterdiepte-verdeling en strijklengte in een meer met vast of tegennatuurlijk peilbeheer.*

Strijklengte	Begroeibare diepte (vgl. fig. 4)	Onderwatertalud	± Breedte begroeibaar areaal
< 500 m	1 m	1:5	5 m
2.000 m	0,5 m		2,5 m
< 500 m	1 m	1:10	10 m
2.000 m	0,5 m		5 m
< 500 m	1 m	1:20	10 m
2.000 m	0,5 m		10 m

De tabel maakt ook duidelijk, dat verondieping van de oeverzone kan leiden tot een flinke uitbreiding van het begroeibaar areaal. Anderzijds zal, vanwege de maximale vegetatieve uitbreiding van ongeveer 10 m, een brede ondiepe oeverzone bij dit peilbeheer niet automatisch leiden tot een breder begroeibaar areaal. Daarvoor zijn verschillen nodig in zomer- en winterpeilen (zomer lager dan winter), zodat ondiepe zones kunnen droogvallen en kolonisatie van helofyten kan plaatsvinden.

concept

## Bijlage 7

### Data-analyse fyto benthos

Om enig idee te kunnen krijgen van de mogelijke effecten van hydromorfologische ingrepen op de ecologische toestand van stromende typen (R5, R6), stagnante (M14, M20, M27) en brakke wateren (M30) is gebruik gemaakt van diverse datasets.

#### *Stromende wateren*

In de Limnodata Neerlandica bevinden zich diverse fyto benthosanalyses van stromende wateren, maar over de hydromorfologie van deze wateren zijn nauwelijks gegevens in de database. Er zijn drie datasets beschikbaar die wel gebruikt kunnen worden: gegevens van Veluwe beken en sprengen, Drentse beken en door het RIZA verzamelde gegevens van de Rijkswateren (grote rivieren).

#### *Sprengen*

Sprengen zijn min of meer gegraven beeklopen, die zich bevinden aan de randen van de Veluwe. Het water werd gebruikt voor het aandrijven van watermolens en als proceswater voor wasserijen en papierfabrieken. Om de watervoerendheid te vergroten zijn de beken diep uitgegraven en vaak van beschoeiing voorzien, meestal van hout, maar soms ook van beton (zie foto). De sprengen worden regelmatig geschoond. De voeding bestaat uit kwelwater dat van verschillende diepte afkomstig kan zijn. Het water is zwakgebufferd en vaak nog voedselarm. Er heeft zich een voor Nederland en West-Europa een bijzondere diatomeeënflora ontwikkeld. Een betere kwaliteit van stromende Nederlandse wateren is welhaast niet mogelijk (Van Dam et al. 1993, Van Dam & Mertens 1995).



*Tak van de Soerensebeek: een goed onderhouden sprengh.*

Ten behoeve van dit project zijn de basisgegevens uit 1990 opgezocht en is de EKR berekend van de watertypen volgens Van der Molen (2004). De resultaten zijn vermeld in Tabel B7.1. Er zijn per monster 0 tot 6 negatief indicerende soorten (gemiddeld 1,7), met een relative abundantie van 0 – 35 % (gemiddeld 5%).

*Tabel B7.1 Gemiddelde EKR (g) en aantal waarnemingen (n) van fyto benthos in Veluwe beken en sprengen.*

KRW -type	onbekend		R1		R2		R4		Totaal	
	g	n	g	n	g	n	g	n	g	n
Beschoeiing										
geen	0.76	1	1.00	7	0.91	10	0.94	33	0.94	51
hout					0.96	5	0.96	18	0.96	23
beton					0.74	1	0.96	7	0.93	8
onbekend					1.00	1	0.71	1	0.86	2
totaal	0.76	1	1.00	7	0.92	17	0.94	59	0.94	84

De hydromorfologische 'aantasting' is hier uitgedrukt in de mate van beschoeiing. Het is echter goed te beseffen dat ook de onbeschoeide beken vaak al strak en recht (gekanaliseerd) zijn. Uit de tabel blijkt duidelijk dat de hydromorfologische veranderingen geen negatief effect hebben op de EKR.

#### *Drentse beken*

Het fyto benthos van de Drentse beken werd door Beijerinck (1939) bemonsterd. Zijn monsters werden teruggevonden en opnieuw geteld door AquaSense (2005) en Van Dam et al. (2005). Uit deze monsters is de EKR berekend en de gemiddelden zijn vermeld in Tabel B7.2. Vrijwel alle beken zijn in de huidige toestand genormaliseerd (zie foto) en hebben een kunstmatig profiel. Er is afgelezen van topografische kaarten in hoeverre dat in de tijd van Beijerinck het geval was. In Tabel B7.2 zijn monsters onderscheiden van beken met een kunstmatig profiel of kunstmatig (recht of zwak bochtig) loop en beken met een

(half)natuurlijke loop (meanderend). Het percentage getelde diatomeeën dat tot de negatieve indicatoren behoort, waarop Tabel B7.2 is gebaseerd, bedraagt tussen 0 en 53% (gemiddeld 12%). Ook in deze data set gaat het meestal maar om enkele negatief indicerende soorten per monster.

In alle gevallen duidt de EKR op een goede of zeer goede waterkwaliteit. Het lijkt erop dat de monsters van (half)natuurlijke beken iets beter scoren dan die van de kunstmatige beken, maar dat kan heel goed het gevolg zijn van het feit dat de monsters van (half)natuurlijke beken op één na oude monsters betreffen. De verschillen kunnen dus ook heel goed het gevolg zijn van veranderingen in de waterkwaliteit in de loop der tijd, los van de normalisatie.

Het blijkt dat een kunstmatig profiel heel goed kan samengaan met een goede waterkwaliteit.

Tabel B7.2 Gemiddelde EKR (g) en aantal waarnemingen (n) van fytoenthos in Drentse beken in oude (1923-1939) en recente (2003-2004) monsters

Profiel	Periode	Type	R3		R4		R5		R6		Totaal	
			g	n	g	n	g	n	g	n	g	n
(Half)natuurlijk	oud		0.94	3	0.91	2	0.87	5	0.84	5	0.88	15
	recent					0.83	1				0.83	1
	oud+recent		0.94	3	0.91	2	0.86	6	0.84	5	0.88	16
Kunstmatig	oud				0.78	1	0.75	6	0.82	1	0.76	8
	recent		0.64	4	0.75	5	0.80	21	0.88	8	0.79	38
	oud+recent		0.64	4	0.75	6	0.79	27	0.87	9	0.79	46
Totaal			0.76	7	0.79	8	0.80	33	0.86	14	0.81	62



Deurzerdiep

### Grote rivieren

De gegevens zijn oorspronkelijk gedetermineerd door AquaSense en Koeman & Bijkerk (Wolfstein 2003) en door het RIZA (ongepubliceerd). De uit deze gegevens berekend ecologische kwaliteitsgetallen (EKR) en de daaraan gekoppelde kwaliteitsklassen zijn weergegeven in Tabel B7.3.

Het percentage negatieve indicatoren is gemiddeld maar 5%, waardoor de EKR hoog is en in de meeste gevallen een zeer goede of ten minste een goede waterkwaliteit wordt bereikt; dit ondanks de kanalisatie en verstuwung van de Maas, de Rijn (Randwijk) en de Lek.

Tabel B7.3 Overzicht van de fytoenthosgegevens uit de grote rivieren

Type	Locatie	Datum	substraat	aantal soorten in telling	aantal negatieve indicatoren	som % negatief	EKR	Klasse
R16	Maas Eijsden	12-05-2004	steen	37	4	10.8	0.79	goed
R7	Maas Belfeld	08-05-2002	riet	28	1	1.5	1.00	zeer goed
		03-07-2002	riet	19	1	1.5	1.00	zeer goed
		06-09-2002	riet	15	4	11.1	0.79	goed
		12-05-2004	steen	33	1	2.6	1.00	zeer goed
		12-05-2004	riet	49	3	2.2	1.00	zeer goed
R7	Rijn Lobith	25-06-2003	steen	34	4	4.4	1.00	zeer goed
R7	Rijn Randwijk	06-09-2002	natuursteen	26	3	2.2	1.00	zeer goed

		06-09-2002		28	4	3.8	1.00	zeer goed
		06-09-2002	riet	30	3	7.0	0.92	zeer goed
R7	Lek Nieuwegein	24-06-2003	riet	50	1	26.3	0.64	goed
		24-06-2003	steen	34	1	9.0	0.84	zeer goed
R7	Waal Brakel	05-09-2002	natuursteen	36	4	6.8	0.93	zeer goed
		05-09-2002		28	2	5.6	0.98	zeer goed
R7	IJssel Kampen W	25-06-2003	steen	36	2	10.2	0.80	goed
		11-05-2004	riet (kunstm.)	41	2	0.7	1.00	zeer goed
R7	IJssel Kampen O	11-05-2004	riet	45	4	3.3	1.00	zeer goed
R8	Maas Keizersveer	03-07-2002	natuursteen	55	6	10.0	0.80	zeer goed
		03-07-2002		46	3	2.0	1.00	zeer goed
		03-07-2002		38	5	6.5	0.94	zeer goed
		05-09-2002		41	8	8.7	0.85	zeer goed
		05-09-2002		38	4	6.0	0.96	zeer goed
		03-07-2002	riet	28	5	9.5	0.82	zeer goed
		05-09-2002		36	3	6.9	0.92	zeer goed
		05-09-2002		30	3	6.7	0.93	zeer goed
		24-06-2003	steen 1	36	1	8.1	0.87	zeer goed
		24-06-2003	steen 2	38	4	5.5	0.98	zeer goed
		24-06-2003	steen 3	40	6	5.9	0.96	zeer goed
		24-06-2003	riet	28	2	2.6	1.00	zeer goed
		12-05-2004	riet	35	3	3.4	1.00	zeer goed
R8	Oude Maas Puttershoek	03-07-2002	natuursteen	28	2	2.5	1.00	zeer goed
		03-07-2002		31	1	2.0	1.00	zeer goed
		03-07-2002		32	1	1.0	1.00	zeer goed
		05-09-2002		44	2	2.7	1.00	zeer goed
		05-09-2002		29	2	1.3	1.00	zeer goed
		05-09-2002	kunstm.	31	0	0.0	1.00	zeer goed
		07-05-2002	riet	32	2	4.0	1.00	zeer goed
		03-07-2002		25	1	0.5	1.00	zeer goed
R8	Haringvliet	24-06-2003	steen	48	2	2.0	1.00	zeer goed
		12-05-2004	steen	43	2	0.4	1.00	zeer goed

### Meren

De beoordelingen van de zoete meren (M14, M20, M21) zijn weergegeven in Tabel B7.4.

Uit de berekeningen voor de monsters uit de rijkswateren blijkt dat sommige beoordelingsresultaten gebaseerd zijn op weinig soorten positieve en/of negatieve indicatoren. Daarbij gaat het soms ook nog om zeer geringe relatieve abundanties. Bovendien blijkt dat de dominantie van één enkele soort, met name *Achnanthes minutissima*, verantwoordelijk kan zijn voor een bepaalde score. De resultaten hangen in een aantal gevallen sterk af van het bemonsterde substraat. Positieve of negatieve indicatoren die slechts op één specifiek substraat voorkomen zijn hiervoor verantwoordelijk.

Verder blijkt uit de resultaten van de rijkswateren dat de beoordelingsresultaten binnen hetzelfde jaar behoorlijk kunnen verschillen. Op twee locaties is de kwaliteitsklasse in twee maanden tijd respectievelijk van ontoereikend naar goed (zie ook Reeze 2004). Daarnaast geeft het fyto benthos over het algemeen een veel positiever beeld dan andere maatlaten, bijvoorbeeld de macrofauna. Terecht merkt deze auteur dan ook op dat de beoordelingsresultaten voor fyto benthos in meren de nodige argwaan wekken.

De meren uit Tabel B7.3 zijn alle kunstmatig. Niettemin indiceert de maatlat in de meeste gevallen een goede of zeer goede waterkwaliteit.

Tabel B7.4 Overzicht van de fyto benthosgegevens uit de zoete meren.

Type	Locatie	Datum	Substraat	Aantal soorten in telling	Aantal soorten negatief	Som % negatief	Aantal soorten positief	Som % positief	Subdeel-maatlat negatief	Subdee-l-maatlat positief	Eindoordeel fyto benthos	Klasse
M14	Eemmeer	04-07-2002	steen	19	8	16.5	9	81.0	0.68	1.00	0.84	zeer goed
		04-07-2002		19	7	44.5	9	51.0	0.44	0.61	0.52	matig
		04-07-2002		18	5	6.5	11	88.0	0.91	1.00	0.95	zeer goed
		07-05-2002	riet	37	14	60.5	13	29.0	0.28	0.33	0.31	ontoereikend
		04-07-2002		21	6	9.0	11	88.5	0.22	1.00	1.00	zeer goed
		25-06-2003	riet	38	15	13.2	13	58.9	0.83	0.69	0.76	goed
		31-03-2004		41	12	22.5	15	54.0	0.68	0.64	0.66	goed
		11-05-2004		24	7	9.4	8	68.1	0.84	0.78	0.81	zeer goed
		11-05-2004	riet kunstm.	33	9	7.3	10	48.5	0.92	0.59	0.76	goed
M14	Gooimeer	25-06-2003	riet	23	7	22.0	10	56.7	0.68	0.67	0.68	goed
M14	Ketelmeer West	25-06-2003	riet	20	7	17.9	8	72.2	0.72	0.88	0.80	zeer goed
		11-05-2004		26	7	7.5	12	75.9	0.90	0.92	0.91	zeer goed

M20 Volkerak	05-07-2002	natuursteen	25	3	19.5	6	26.5	0.70	0.57	0.64	goed
	05-07-2002		28	2	5.0	8	48.0	1.00	0.78	0.89	zeer goed
	05-07-2002		31	2	11.5	8	31.0	0.78	0.61	0.70	goed
	05-07-2002	kunstm.	32	1	2.5	11	79.7	1.00	1.00	1.00	zeer goed
	05-07-2002		45	1	0.5	9	44.0	1.00	0.74	0.87	matig
	05-07-2002		29	1	1.0	7	54.0	1.00	0.84	0.92	zeer goed
	05-07-2002		31	1	1.7	10	71.6	1.00	1.00	1.00	zeer goed
	05-07-2002		32	2	2.0	8	62.5	1.00	0.93	0.97	zeer goed
	08-05-2002	riet	25	1	2.0	9	65.5	1.00	0.96	0.98	zeer goed
	05-07-2002		28	3	35.0	9	35.5	0.55	0.66	0.61	matig
	05-09-2002		19	3	15.3	6	43.4	0.75	0.64	0.70	goed
	05-09-2002		16	2	13.3	4	63.9	0.77	0.94	0.86	zeer goed
	24-06-2003	steen	30	0	0.0	5	24.8	1.00	0.55	0.78	goed
	24-06-2003		31	1	1.5	3	19.9	1.00	0.50	0.75	goed
	24-06-2003		21	1	3.5	4	4.8	1.00	0.20	0.60	goed
24-06-2003	riet	19	2	11.3	4	50.7	0.79	0.82	0.81	goed	
12-05-2004		21	1	2.4	4	45.3	1.00	0.75	0.88	zeer goed	
M21 IJsselmeer Pampushaven	25-06-2003	riet	25	3	1.3	5	35.6	1.00	0.66	0.83	zeer goed
	11-05-2004		15	1	1.4	3	58.2	1.00	0.89	0.95	zeer goed
M21 IJsselmeer Murns	11-05-2004	riet	24	5	11.5	3	29.8	0.78	0.60	0.69	goed
M21 Markermeer	04-09-2002	natuursteen	31	1	0.4	10	54.2	1	0.84	0.92	zeer goed
	04-09-2002		31	1	0.4	8	45.7	1	0.76	0.88	zeer goed

### Brakke wateren

De gegevens zijn oorspronkelijk gedetermineerd door AquaSense en Koeman & Bijkerk (Wolfstein 2003). De uit deze gegevens berekend ecologische kwaliteitsgetallen (EKR) en de daaraan gekoppelde kwaliteitsklassen zijn weergegeven in Tabel B7.3. Ook hier geldt dat het aantal indicerende soorten meestal gering is. Vooral negatieve indicatoren zijn vaak afwezig. De positieve indicatoren behalen meestal maar een geringe abundantie (gemiddeld 10%). Ook dit wekt enige argwaan.

De drie onderzochte locaties betreffen kunstmatige wateren. Niettemin zijn de resultaten redelijk consistent. Het blijkt dat monsters van dezelfde data van dezelfde locaties ten hoogste één klasse in kwaliteit kunnen verschillen: de kwaliteit is altijd goed of matig, behalve in het rietmonster van IJmuiden in mei 2002, waarvan echter geen vergelijkingsmonster op steen is.

Tabel B7.5 Overzicht van de fyto benthosgegevens uit de brakke wateren.

Type	Locatie	Datum	Substraat	Aantal soorten in telling	Aantal soorten negatief	Som % negatief	Aantal soorten positief	Som % positief	Subdeel-maatlat negatief	Subdeel-maatlat positief	Eindeoordeel fyto benthos	Klasse
M30 Afrikahaven		04-07-2002	natuursteen	39	0	0.0	7	3.5	1.00	0.19	0.60	matig
		04-07-2002		42	0	0.0	9	4.5	1.00	0.19	0.60	matig
		04-07-2002		39	0	0.0	7	3.5	1.00	0.20	0.60	goed
		04-07-2002		35	0	0.0	9	30.4	1.00	0.47	0.73	goed
		04-07-2002		35	0	0.0	6	17.4	1.00	0.32	0.66	goed
		04-09-2002		37	0	0.0	6	9.4	1.00	0.13	0.56	matig
		04-09-2002	kunstm.	28	1	0.0	4	14.9	1.00	0.07	0.53	matig
		04-09-2002		31	0	0.0	4	10.8	1.00	0.08	0.54	matig
M30 Noordzee-kanaal		04-09-2002	natuursteen	27	1	0.0	4	10.7	1.00	0.21	0.60	goed
		04-09-2002		29	0	0.0	4	7.6	1.00	0.14	0.57	matig
M30 IJmuiden		04-07-2002	natuursteen	41	1	0.5	10	5.0	1.00	0.26	0.63	goed
		04-07-2002		36	1	0.5	5	2.5	1.00	0.20	0.60	goed
		04-07-2002		37	0	0.0	4	2.0	1.00	0.18	0.59	matig
		04-07-2002		30	0	0.0	5	18.3	1.00	0.32	0.66	goed
		04-07-2002		38	0	0.0	6	18.6	1.00	0.21	0.60	goed
		04-09-2002	kunstm.	28	0	1.0	5	12.4	1.00	0.23	0.61	goed
		04-09-2002		27	0	0.0	3	12.8	1.00	0.13	0.57	matig
		07-05-2002	riet	21	1	0.5	5	2.5	1.00	0.70	0.85	zeer goed
		04-07-2002		29	0	0.0	4	2.0	1.00	0.49	0.75	goed

### Kanalen

Uit de Limnodata Neerlandica zijn analyseresultaten opgevraagd van monsters uit kanalen (periode 1993-2003) waaraan reeds een type M7 of M10 is toegekend. Deze zijn in relatie gebracht met relevante pressoren voor deze groepen. Voor het fyto benthos zijn de nutriëntenconcentraties van belang.

In tabel B7.6 zijn de aantallen monsters van de verschillende groepen vermeld. Van sommige locaties zijn meerdere monsters geanalyseerd (vaak uit mei/juni en augustus/september), zoals nodig voor het STOWA-

beoordelingssysteem voor kanalen (Stowa, 1994), voor het fytoplankton soms ook uit het hele zomerhalfjaar)

Tabel B7.6 Aantallen monsters per waterbeheerder

Beheerder	M7	M10
Provincie Groningen	2	2
WS Fryslan	4	4
Provinsje Fryslan	2	2
WS Veluwe	2	2
WS Vallei en Eem	3	3
WS Zuiderzeeland	32	32
HH Stichtse Rijnlanden		1
Provincie Utrecht		5
HH Hollands Noorderkwartier	89	89
Provincie Noord-Holland	35	35
HH van Rijnland	33	6
HH van Delfland	53	27
HH van Schieland en Krimpenerwaard	1	31
WS Hollandse Delta	4	4
WS Rivierenland	2	2
WS Aa en Maas	1	1
WS de Dommel	20	20
WS Peel en Maasvallei		12
Totaal	283	82
		365

In totaal werden 551 taxa aangetroffen in alle monsters. De belangrijkste daarvan zijn vermeld in tabel B7.7. In deze tabel is ook aangegeven of deze soorten positieve, dan wel negatieve indicatoren zijn voor de verwante typen uit de conceptmaatlaten voor de natuurlijke wateren. Omdat in verschillende monsters soms verschillende aantallen zijn geteld zijn de gegevens omgerekend naar procentuele hoeveelheden. De som van alle getelde diatomeeën in een monster is daarbij steeds 100%.

Alhoewel de verzamelde gegevens uit verschillende laboratoria afkomstig zijn bestaat de indruk dat de gegevens goed vergelijkbaar zijn. De nomenclatorische en taxonomische problemen zijn hier veel kleiner dan bij het fytoplankton. De in tabel B7.7 genoemde soorten zijn conform de verwachting algemene soorten uit de Nederlandse voedselrijke en alkalische wateren. Karakteristieke soorten voor stromende wateren (o.a. *Meridion circulare* en *Fragilaria arcus*) zijn niet gevonden.

Tabel B7.7 Gemiddelde procentuele hoeveelheden fyto-benthos-taxa per type van taxa met een gemiddelde procentuele hoeveelheid van ten minste 1% in een van beide typen. n = aantal monsters. In de eerste kolommen is aangegeven of het taxon positief of negatief indicierend is voor het betreffende type.

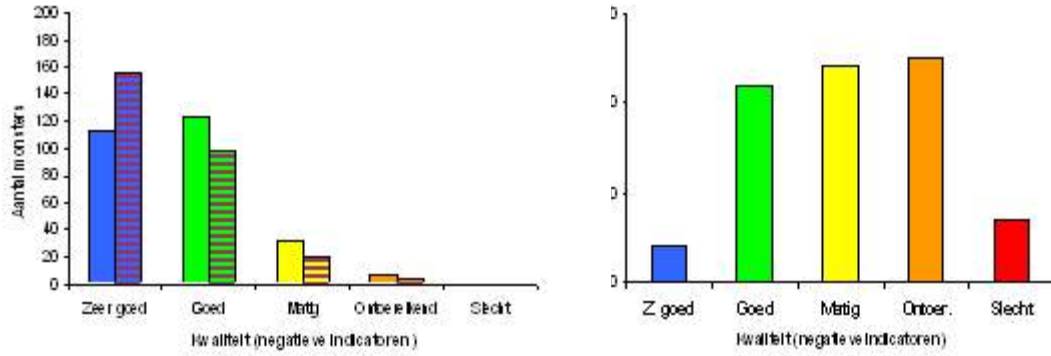
Pos.-neg. indic.			Taxon zoals in Limnodata (nieuwe namen)	M10	M7	M7-M10
M21	R7	M25	n	283	82	365
-	-	-	Gomphonema parvulum	5,3	5,4	5,4
		+	Rhoicosphenia abbreviata	4,7	5,3	5,0
	+	+	Achnantheidium affine	5,7	4,2	5,0
		+	Gomphonema olivaceum	5,0	4,3	4,6
		+	Cocconeis placentula	6,1	2,0	4,0
			Cocconeis placentula v. lineata	2,5	4,9	3,7
	-	-	Stephanodiscus hantzschii	5,4	1,5	3,4
	+	+	Navicula tripunctata	2,4	4,1	3,3
	-	-	Nitzschia paleacea	3,3	2,7	3,0
		-	Navicula gregaria	3,4	2,4	2,9
	-	-	Nitzschia palea	3,3	2,0	2,7
		-	Navicula cryptotenella	3,4	1,8	2,6
		-	Melosira varians	1,5	3,6	2,5
		-	Nitzschia inconspicua	1,5	2,9	2,2
	+	+	Nitzschia dissipata	1,1	2,7	1,9
			Cocconeis placentula v. euglypta	2,6	1,0	1,8

	+	Navicula menisculus	2,2	1,2	1,7
	-	Fragilaria fasciculata	1,5	1,4	1,4
-	-	Cyclotella meneghiniana	1,8	1,0	1,4
	+	Amphora pediculus	1,2	1,5	1,4
-	-	Navicula minima	1,6	1,2	1,4
		Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima	2,5	0,2	1,4
	-	Diatoma tenuis	1,0	1,4	1,2
		Navicula menisculus v.grunowii	0,8	1,6	1,2
	-	Achnanthes lanceolata	1,7	0,6	1,2
-		Navicula atomus v.permitis	1,9	0,4	1,1
		Cymatosira belgica	1,4	0,7	1,1
-	-	Fragilaria ulna	0,7	1,3	1,0
	-	Encyonema silesiacum	1,3	0,5	0,9
	-	Fragilaria capucina v.vaucheriae	0,7	1,1	0,9
	-	Ctenophora pulchella	0,6	1,1	0,8
-	-	Nitzschia frustulum	0,3	1,1	0,7
-	-	Aulacoseira granulata	1,0	0,4	0,7
	-	Navicula lanceolata	0,2	1,1	0,7

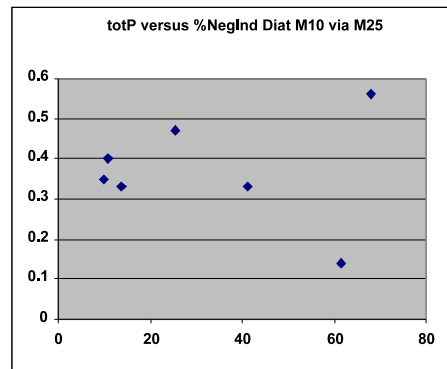
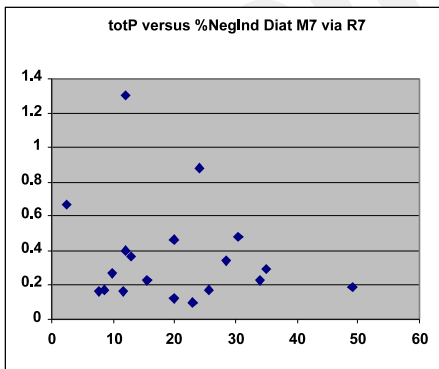
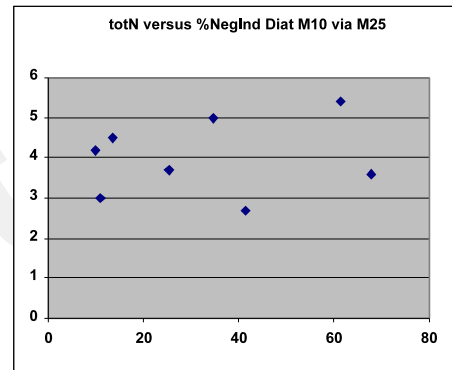
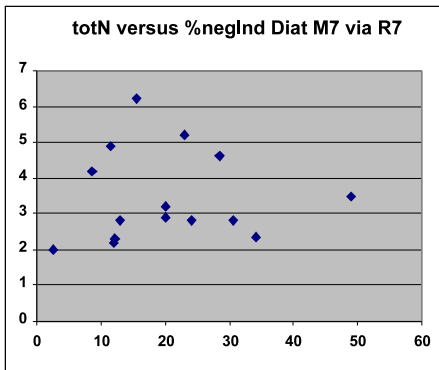
Tabel B7.8 Gemiddelde percentages negatieve indicatoren van het fyto-benthos per type en gemiddelden en aantallen waarnemingen van enkele fysisch-chemische parameters. Voor M7 zijn de percentages negatieve indicatoren op twee maatlatten (R7 en M21) weergegeven.

Variabele	Eenheid	M7 als R7		M7 als M21		M10 als M25	
		gem.	aant.	gem.	aant.	gem.	aant.
Negatieve indicatoren	%	12,8	278	16,2	278	42	82
N-totaal	mg/l	3,46	15	3,46	15	4,01	8
P-totaal	mg/l	0,37	19	0,37	19	0,37	8
P-ortho	mg/l	0,20	19	0,20	19	0,16	7

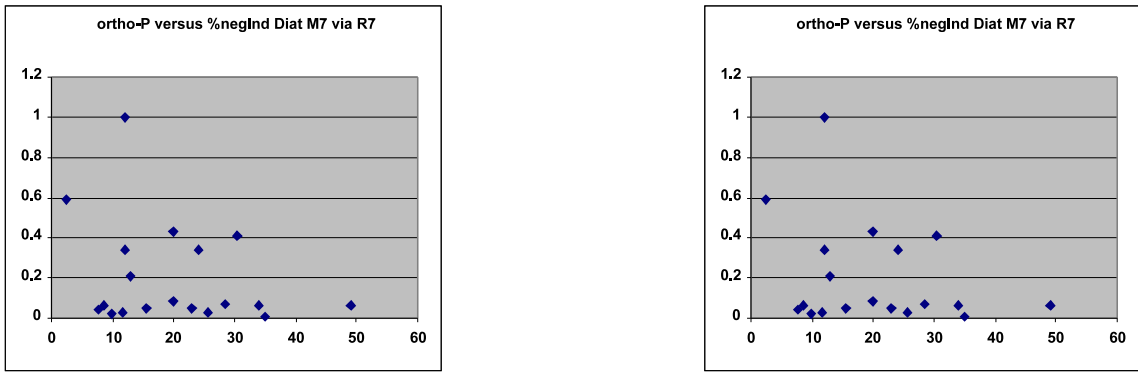
Uit tabel B7.8 blijkt dat de percentages negatieve indicatoren van type M7, beoordeeld volgens de subdeelmaatlatten van negatieve indicatoren voor de typen R7 en M21 verschillend zijn, maar uit afbeelding B7.1 blijkt dat dit voor de uiteindelijke beoordeling niet veel uitmaakt: de meeste monsters hebben een (zeer) goede kwaliteit. Van de laagveenkanalen zijn er in verhouding minder locaties die op grond van de submaatlat voor negatieve indicatoren goed of zeer goed scoren, maar een (zeer) goede kwaliteit is voor veel locaties toch al gerealiseerd. In afbeelding B7.2 zijn de relaties tussen de percentages negatieve indicatoren en enkele relevante milieuvariabelen uitgezet. Die voor type M7 beoordeeld als type M21 zijn wegens de grote overeenkomst als die volgens M7 weggelaten. Voor het type M10 zijn er te weinig waarnemingen om daar iets significant over te zeggen, hoewel het erop lijkt dat er een negatief verband is tussen het percentage negatieve indicatoren en de concentratie ortho-fosfaat. Voor M7 lijkt het erop dat er een negatieve relatie is tussen het percentage negatieve indicatoren en de verschillende nutriënten, met name de fosfaatfracties. Indien dat werkelijk zo is gedragen de kanalen zich wezenlijk anders dan rivieren en meren, waar onlangs is aangetoond dat er juist een positieve relatie is tussen de presentie van negatieve indicatoren en de nutriëntenconcentraties (AquaSense, 2005). In de rivieren en meren waren de nutriëntenconcentraties (zeker van P-totaal) echter wel 3-4 maal zo laag als in de kanalen. De relaties tussen de nutriëntenconcentraties en de negatieve indicatoren in de kanalen zijn nog niet erg duidelijk.



Afbeelding B7.1 Links: klasse-indeling van de fyto-benthosmonsters van type M7 beoordeeld volgens de negatieve indicatoren van de typen M21 (niet-gearceerd) en R7 (gearceerd). Rechts: klasse-indeling van de fyto-benthosmonsters van type M10 beoordeeld volgens de negatieve indicatoren van de typen M25.







Afbeelding B7.2 Relaties tussen percentages negatieve indicatoren van het fytobenthos en enkele milieuvariabelen.

### Conclusies

De data die ter beschikking staan voor het toetsen van hydromorfologische veranderingen op het fytobenthos zijn in wezen ontoereikend. De beschikbare gegevens uit de verschillende watertypen wijzen erop dat de invloeden van deze veranderingen, althans op de diatomeeëncomponent, met de huidige maatlatten voor de vergelijkbare natuurlijke typen niet valt aan te tonen.

Waarschijnlijk schieten de huidige maatlatten tekort. Met name in de stilstaande wateren is de kwaliteit al snel positief door de grote aantallen van een enkele soort (*Achnanthes minutissima*). Bovendien wordt van het totaal aantal soorten slechts een fractie bij de beoordeling betrokken. Voorts dienen goede maatlatten te zijn gebaseerd op ten minste correlatief onderzoek naar de relaties tussen het voorkomen van soorten en stuurfactoren. Dat is bij het construeren van de huidige maatlatten vrijwel niet geschied.

## Bijlage 8 Procedure afleiden MEP/GEP-macrofauna

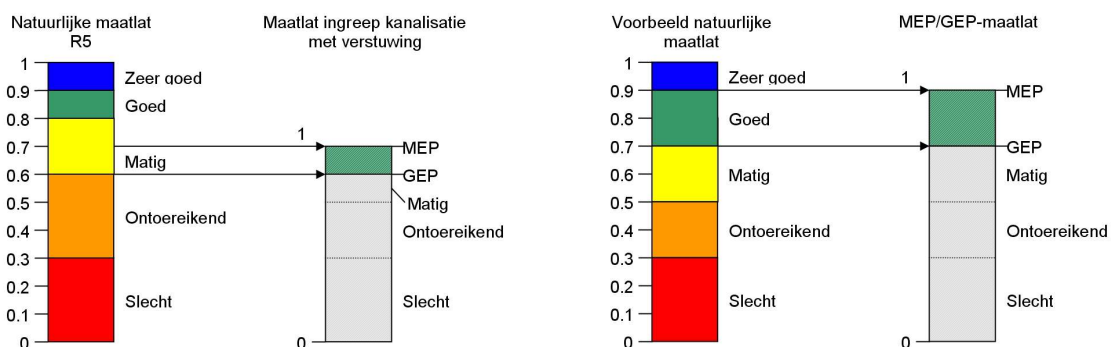
Bij het afleiden van een MEP/GEP voor een water dat als sterk veranderd is aangeduid, dient de waterbeheerder eerst wateren van het zelfde KRW-type die vergelijkbare onomkeerbare ingrepen bevatten te selecteren (zie bovenstaande figuur). Deze wateren moeten vervolgens aangevuld te worden met redelijke mate overeenkomende wateren uit de rest van Nederland (zelfde type en zelfde onomkeerbare ingreep). Van al deze wateren dient de kwaliteit met behulp van de natuurlijke maatlat voor dit type berekend te worden. De hoogste score vormt dan het MEP. Het GEP komt 0,1 onder het MEP te liggen tenzij het MEP gelijk is aan het ZGET. Wanneer het MEP gelijk is aan het ZGET dan wordt het GEP gelijk gesteld aan het GET. De ontworpen MEP en GEP gelden voor alle geselecteerde wateren en de betreffende wateren zullen voor 2015 moeten voldoen aan dit GEP. In het onderstaande figuur is als voorbeeld de ligging van het MEP en GEP weergegeven voor een beek van het type R5 die gekanaliseerd en gestuwd (met vistrap) maar voor de rest in goede staat is (onder andere redelijk goede waterkwaliteit, opgaande begroeiing op de oevers en geen oeververdeding). De beste wateren met deze kenmerken blijken in Nederland 0,7 op de natuurlijke maatlat te scoren, hier komt dus het MEP te liggen. Het GEP wordt hier vervolgens 0,1 onder gelegd (zie afbeelding, links).



Samengevat:

- Overeenkomende wateren in eigen gebied selecteren.
- Wateren aanvullen met overeenkomende wateren uit heel Nederland.
- Berekenen kwaliteit met behulp van de bijbehorende natuurlijke maatlat.
- De score van de beste wateren vormen het MEP.
- Het GEP komt 0,1 onder het MEP te liggen (tenzij MEP=ZGET, dan GEP=GET).

Afbeelding B8.1 Afgeleide maatlat waarbij de hoogste score op 0,7 ligt (links); en in het geval de beste wateren ZGET scoren (rechts). N.B. De maatlatten moeten nog herschaald worden voor een EKR-score met MEP op 1,0 en GEP op 0,6



## Bijlage 9

# Het afleiden van MEP/GEP voor vissen in R-typen

### Afleiding van MEP en GEP voor soortensamenstelling

Deze paragraaf beschrijft eerst het effect van de onderscheiden ingreep(combinaties) op een aantal factoren die sturend zijn voor de visstand in sterk veranderde stromende wateren. Daarna wordt ingegaan op de invloed van deze factoren (en dus indirect van de ingrepen) op de vissoorten die in natuurlijke wateren van het type R5 en R6 verwacht worden. Tenslotte wordt de beschreven invloed op vissoorten vergeleken met het aantreffen van deze soorten bij bemonsteringen in wateren met de onderscheiden ingrepen.

De ingreep(combinaties) worden in het vervolg aangeduid als:

- Ingreep 1: kanalisatie (zonder verstuwning)
- Ingreep 2: kanalisatie met een geringe mate van verstuwning
- Ingreep 3: kanalisatie met sterke verstuwning

Stuurfactoren voor de visstand

Om het effect van ingrepen op de visstand in sterk veranderde stromende wateren te beoordelen, zijn een zestal factoren onderscheiden. De ingreep(combinaties) beïnvloeden deze factoren. De toestand van de factor is bepalend voor (de mate van) het voorkomen van vissoorten in sterk veranderde wateren van het type R5 en R6. Onderstaand worden de factoren en de gevolgen van de ingreep(combinaties) daarop beschreven.

Tabel B9.1 Gevolg van ingreep(combinatie) op stuurfactoren ten opzichte van de referentie

Factor	Ingreep 1	Ingreep 2	Ingreep 3
Optrekbaarheid	geen invloed	slechter	slecht
Emergente vegetatie	minder	geen invloed	meer
Submerse vegetatie	minder	meer	veel
Stroomsnelheid	minder variatie in ruimte	geringe variatie en laag	stagnant karakter
Normprofiel	minder ondieptes	minder ondieptes	minder ondieptes
Zuurstof	Weinig invloed	periodiek laag	periodiek te laag

#### Optrekbaarheid

Door verstuwning in wateren met ingreepcombinatie 2 en 3 neemt de mate van vrije optrekbaarheid voor vis af. De aanwezigheid van een vispassage kan een stuw weliswaar passeerbaar maken voor vis, maar een water is daarmee nog niet vrij optrekbaar (het blijft dus in meer of mindere mate een migratiebelemmering).

#### Emergente vegetatie

De bedekking met oevergebonden waterplanten neemt bij ingreep 1 af door de toename van peilfluctuaties. Mogelijk treedt er ook oevererosie op, waardoor er zich geen stabiele begroeide oeverzone kan ontwikkelen. Door de afname van peilfluctuatie bij ingreep 2, neemt de hoeveelheid emergente vegetatie toe, tot ongeveer dezelfde hoeveelheid als in de referentiesituatie. Bij ingreep 3 is er geen sprake van erosie en door de geringe peilfluctuaties kan er zich een goede begroeide oeverzone ontwikkelen (meer dan in de referentie)

De ontwikkelingskansen van oevervegetatie zijn bij alle drie de ingreepcombinaties mede afhankelijk van het beheer.

#### Submerse vegetatie

De bedekking met ondergedoken waterplanten neemt bij ingreep 1 af door periodiek hoge peilfluctuaties. Ook de de afwisselend hoge en lage afvoeren resulteren in een afname van submerse vegetatie. Bij ingreep 2 zijn de fluctuaties van het waterpeil lager en is de stroomsnelheid gemiddeld lager. Daardoor heeft submerse vegetatie meer kans om zich te ontwikkelen. Wateren met ingreep 3 hebben een stagnant karakter en bieden de beste mogelijkheden voor de ontwikkeling van submerse vegetatie.

#### Stroomsnelheid

De variatie van de stroomsnelheid in de ruimte neemt af bij ingreep 1. Ook in perioden van lage afvoer zijn er bij deze ingreep echter nog delen met een hoge stroomsnelheid. De variatie van de stroomsnelheid is

gering bij ingreep 2 en is minimaal bij ingreep 3. Wateren met ingreep 3 hebben eerder een stagnant dan stromend karakter.

Het voorkomen van bepaald substraat hangt samen met de stroomsnelheid en de geologische gesteldheid van de bodem. Bij ingreep 1 is de stroomsnelheid dermate hoog, dat bij het voorkomen van grind-/kieselbanken in de ondergrond deze beschikbaar zijn voor de visstand. Bij ingreep 2 komen de grind-/kieselbanken nog voor, maar zullen eerder dichtgeslibd zijn door de lagere stroomsnelheden. Zeker op plaatsen met hogere stroomsnelheden, zoals bij stuwen zijn waarschijnlijk nog grind-/kieselbanken beschikbaar. Bij ingreep 3 zijn de grind-/kieselbanken door de geringe stroming bedekt geraakt met zand en/of slib.

#### *Normprofiel*

Het aanbrengen van een normprofiel resulteert in een vermindering van de variatie in diepte en stroomsnelheid. Bij een dergelijk profiel is minder ondiepe oeverzone aanwezig en is de stroomsnelheid in de oeverzone gemiddeld hoger dan in een natuurlijke situatie. Bij alle ingreepcombinaties ontbreken de ondiepe, stromingsluwe oeverzones. Bij ingreep 1 zijn er wel periodiek lage waterstanden (in de zomer) en is er bijgevolg meer ondiepe oeverzone dan bij ingreep 2 en 3. Bij ingreep 2 en 3 is de stroomsnelheid lager en zijn er wel stromingsluwe zones aanwezig.

#### *Zuurstof*

Het zuurstofgehalte ondervindt weinig gevolgen van ingreep 1, omdat er nog steeds een vrij hoge stroming is. Bij ingreep 2 is het gemiddelde zuurstofgehalte voldoende. Door fluctuaties in het zuurstofgehalte kunnen er over een langere tijd echter perioden met weinig zuurstof ontstaan. Afhankelijk van de seizoenen fluctueert het zuurstofgehalte bij ingreep 3 sterk over de dag, waardoor de concentratie in bepaalde dagdelen te laag is.

#### **Effect van ingreep(combinaties) op de visstand**

De effecten van de ingrepen op vissoorten worden aan de hand van bovenstaande factoren beschreven in Beers et al., (in prep.). Ter illustratie worden hieronder de effecten van de ingrepen op serpeling behandeld.

#### **De effecten van de ingrepen op serpeling**

De informatie over deze effecten is ontleend aan het Habitat Geschiktheids Index Model serpeling (Houten, 1997).

Variabele	Ingreep 1	Ingreep 2	Ingreep 3
Optrekbaarheid	0	-	--
Emergente vegetatie	0	0	0
Submerse vegetatie	-	0	+
Stroomsnelheid	0	-	--
Normprofiel	-	-	-
Zuurstof	0	-	--
Conclusie	-	-	--

(-- komt niet meer voor; - komt minder abundant; 0 geen invloed; + komt meer abundant voor)

Tijdens de paaimigratie is de serpeling gevoelig voor de optrekbaarheid. Ook spoelen larven passief uit naar benedenstroomse delen. Bij de aanwezigheid van migratiebelemmeringen kunnen de juvenielen vervolgens de bovenstrooms gelegen delen niet herkoloniseren.

Voor de serpeling is de aanwezigheid van emergente vegetatie niet noodzakelijk.

De serpeling verblijft graag tussen de submerse vegetatie in geulen en daarmee is de hoeveelheid van deze vegetatie van invloed op het voorkomen van deze soort.

De serpeling is een stromingsminnende soort en daardoor vermindert de geschiktheid van het habitat bij een afnemende stroomsnelheid.

Door het normprofiel verdwijnen ondiepe oeverzones die vooral van belang zijn voor de larven en juveniele stadia. De optimale diepte voor larven en juvenielen is 20 tot 50 cm.

De serpeling is gevoelig voor lage zuurstofwaarden.

Conclusie: Bij ingreep 1 komt serpeling nog steeds voor, mogelijk wel minder abundant. Bij ingreep 2 komt de serpeling minder abundant voor en bij ingreep 3 komt deze soort niet meer voor.

Onderstaande tabel presenteert de conclusies van deze beschrijvingen. Tevens is in de tabel met arceringen aangegeven in hoeverre resultaten van bemonsteringen de conclusies over het wel of niet voorkomen van vissoorten bevestigen of tegenspreken. In de beschikbare dataset zijn hiervoor de trajecten ingedeeld naar ingreepcombinaties.

Tabel B9.2 Effecten van ingrepen op vissoorten in beken van het type R5 en R6 (voor ingreep 1 zijn geen bemonsteringsgegevens beschikbaar)

Watertype	R5			R6		
	1	2	3	1	2	3
Alver				0	-	--
Baars	-	0	+	-	0	+
Beekprik	-	-	--	-	-	--
Bermpje	-	-	--	-	-	--
Blankvoorn	-	0	+	-	0	+
Driedoornige stekelbaars	-	-	+	-	-	+
Kleine modderkruiper	-	-	0	-	-	0
Kopvoorn	-	-	--	-	-	--
Paling (aal)	-	-	--	-	-	--
Rivierdonderpad	-	--	--	-	--	--
Riviergrondel	-	-	-	-	-	-
Rivierprik	-	-	-	-	-	--
Serpeling	-	-	--	-	-	--
Snoek	--	0	0	--	0	0
Tienddoornige stekelbaars	-	-	0	-	-	0
Vetje	--	-	0	--	-	0
Winde				-	-	--

--	soort komt niet meer voor
-	soort komt minder abundant voor
0	geen invloed
+	soort komt meer abundant voor
	soort wordt <i>wel</i> verwacht, maar is op <i>minder</i> dan 40% van de trajecten aangetroffen
	soort wordt <i>niet</i> verwacht, maar is op <i>meer</i> dan 40% van de trajecten aangetroffen

Vervolgens is geanalyseerd op hoeveel trajecten de vissoorten zijn aangetroffen en dit is omgerekend naar een frequentie (aantal trajecten waarop soort is aangetroffen delen door totaal aantal beviste trajecten). De resultaten van de data-analyse worden gepresenteerd in de volgende tabel.

Tabel B9.3 Aantal keren (%) dat een vissoort in de vangst is aangetroffen bij bemonsteringen in Nederland (voor ingreep 1 zijn geen gegevens beschikbaar)

Watertype	R5		R6	
	2	3	2	3
Ingreep	21	60	7	23
Aantal trajecten	21	60	7	23
Alver	19	2	0	0
Baars	62	42	43	83
Beekprik	0	0	0	0
Bermpje	67	53	29	52
Blankvoorn	71	62	100	96
Driedoornige stekelbaars	5	38	0	17
Kleine modderkruiper	14	8	0	35
Kopvoorn	10	0	0	0
Paling (aal)	48	18	29	65
Rivierdonderpad	19	2	0	4
Riviergrondel	57	50	86	74
Rivierprik	5	0	0	0
Serpeling	52	3	43	13

Snoek	62	35	86	83
Tiendornige stekelbaars	38	40	14	30
Vetje	0	13	0	13
Winde	19	3	0	0

Een aantal vermelde soorten behoort niet tot de referentievissstand voor natuurlijk beken van het type R5 of R6 (zie de referenties voor natuurlijke wateren in Van der Molen (2004)). Voor R5 betreft dit alver, rivierprik en winde en voor R6 tiendornige stekelbaars. De effecten zijn voor deze soorten niet ingevuld in de tabel.

Uit de tabellen blijkt dat de conclusies op basis van de beschikbare literatuur en kennis niet voor elke vissoort overeenkomen met de resultaten van bemonsteringen. Hierbij moet in ogenschouw worden genomen dat relatief weinig trajecten in wateren met ingreep 1 en 2 zijn bemonsterd. Daarnaast geldt dat de bemonsterde wateren vaak een sterkere verstoring kenden dan alleen de beschreven ingreep(combinaties). Dit betekent dat vissoorten ook kunnen ontbreken of juist voorkomen als gevolg van andere factoren dan de drie gedefinieerde ingrepen. Aanvullende informatie is dus wenselijk voor het bepalen van het voorkomen van vissoorten bij de gedefinieerde ingrepen. Daarom wordt tevens de Europese database van het FAME-project<sup>1</sup> geraadpleegd. In deze database zijn wateren van het type R5 en R6 geselecteerd met menselijke beïnvloedingen die overeenkomen met de onderscheiden ingreep(combinaties). Onderstaande tabel presenteert voor de Europese dataset de frequentie van het voorkomen van vissoorten (aantal trajecten waarop soort is aangetroffen delen door totaal aantal beviste trajecten).

*Tabel B9.4 Aantal keren (%) dat een vissoort in de vangst is aangetroffen op trajecten in de dataset van FAME (geen onderscheid in type R5 en R6; alleen de vissoorten uit de referentievissstand voor R5 of R6 en de meest voorkomende vissoorten zijn weergegeven)*

<b>Vissoort</b>	<b>ingreep 1</b>	<b>ingreep 2</b>	<b>ingreep 3</b>
Alver	53	7	6
Baars	88	49	48
Beekprik	18	0	10
Bermpje	47	60	44
Blankvoorn	76	64	78
Brasem	65	11	14
Driedornige stekelbaars	24	51	49
Kleine Modderkruiper	24	13	8
Kopvoorn	53	53	5
Paling (aal)	65	51	54
Rivierdonderpad	35	16	0
Riviergrondel	94	69	63
Rivierprik	6	0	0
Serpeling	47	38	11
Snoek	82	31	52
Tiendornige stekelbaars	29	20	48
Vetje	18	4	3
Winde	12	27	10

Per vissoort beschrijven Beers et al., (in prep.) de overwegingen om de soort wel of niet in de MEP's op te nemen. Ter illustratie worden hieronder de overwegingen voor serpeling beschreven.

<sup>1</sup> De afkorting FAME staat voor development, evaluation and implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological status of European rivers. Binnen het FAME-project zijn op Europese schaal gegevens verzameld van de visstand in stromende Europese wateren.

**Overwegingen om serpeling wel of niet in het MEP op te nemen**

Deze soort wordt op basis van de beschikbare literatuur en kennis bij ingreep 1 en 2 verwacht. De analyses op de Nederlandse dataset bevestigen deze verwachting voor ingreep 2. De analyse op de FAME-dataset bevestigen het voorkomen van serpeling bij ingreep 1. Bij ingreep 2 is deze vissoort op 38% van de trajecten in de FAME-dataset is aangetroffen. Gezien de verwachtingen en de resultaten van de analyses is besloten serpeling in de MEP's voor ingreep 1 en 2 op te nemen.

Onderstaande tabel presenteert de MEP's voor soortensamenstelling. Het effect van vispassages is hierin expliciet aangeven. Bij lichte verstuwung (ingreepcombinatie 2) kan daardoor een soortensamenstelling ontstaan die gelijk is aan de soortensamenstelling bij alleen kanalisatie (ingreep 1). Bij sterke verstuwung wordt het resultaat gelijk aan een lichte verstuwung zonder vistrappen.

Tabel B9.5 Soortensamenstelling voor de default MEP's voor R5 en R6

<b>Watertype</b>	<b>R5</b>	<b>R5</b>	<b>R5</b>	<b>R6</b>	<b>R6</b>	<b>R6</b>
<b>Ingreep</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
Alver					*	
Baars						
Beekprik						
Bermpje						
Blankvoorn						
Brasem						
Driedoornige stekelbaars						
Kleine modderkruiper		*			*	
Kopvoorn						
Paling (aal)						
Rivierdonderpad						
Riviergrondel						
Rivierprik						
Serpeling			*			*
Snoek						
Tienddoornige stekelbaars						
Vetje						
Winde						
<b>Aantal kenmerkende soorten</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>8</b>

Soort wordt verwacht ( \* = omdat vispassages aanwezig zijn )

**Praktijkvoorbeeld van het afleiden van een MEP voor soortensamenstelling**

Het Dinkelsysteem is een onderdeel van het stroomgebied van de Overijsselse Vecht. De beken van het systeem variëren van een enkele waterloop van circa 1 km lengte tot een samenstel van waterlopen die uiteindelijk uitmonden in de Dinkel (De Laak et al., 1998). De Dinkel is volgens de KRW-indeling getypeerd als een langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6). Het grootste deel van de Dinkel is niet-gekanaliseerd en wordt gekenmerkt door een geringe tot sterke mate van verstuwung.

Als uitgangspunt voor het bepalen van het MEP voor de soortensamenstelling wordt de default voor R6 met ingreep 2 gekozen. De soortensamenstelling van deze default MEP wordt vergeleken met de soorten die in de Dinkel voorkomen. Hieruit blijkt dat van de soorten uit de default alver en kleine modderkruiper nooit bij bemonsteringen zijn aangetroffen. Daarentegen zitten driedoornige stekelbaars, rivierdonderpad en tiendoornige stekelbaars niet in de default, maar zijn wel bij bemonsteringen gevangen. Van rivierdonderpad is bekend dat de soort in het Duitse deel van de Dinkel paait en de larven en juvenielen vervolgens naar het Nederlandse deel migreren.

Voorgesteld wordt het MEP voor de Dinkel af te leiden van de default door de soorten die er niet zijn aangetroffen er uit te halen en rivierdonderpad en de stekelbaarzen toe te voegen. Het MEP bestaat dan uit de volgende soorten: baars, bermpje, blankvoorn, brasem, driedoornige stekelbaars, paling, rivierdonderpad, riviergrondel, serpeling, snoek en tiendoornige stekelbaars.

**Indicatoren**

Bij het afleiden van referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren worden verschillende indicatoren en deelmaatlatten voor de soortensamenstelling onderscheiden. Deze zijn gebaseerd op de FAME-indeling voor de ecologische groepen voor de visstand. Voor de sterk veranderde wateren worden minder vissoorten als kenmerkend onderscheiden. Daarom is besloten één indicator voor soortensamenstelling op te nemen; het aantal kenmerkende soorten.

**GEP**

Het GEP wordt afgeleid van het MEP door bij elke indicator 40% 'op te schuiven' in de richting van de slechte toestand. De overige klassen op de maatlat worden afgeleid door de ruimte tussen het GEP en de slechtste toestand in drie gelijke klassen te verdelen.

**Afleiden MEP voor abundantie**

Voor het afleiden van de MEP's voor abundantie is de Europese dataset van het FAME-project gebruikt. Bij de analyse op de dataset dienden de indicatoren voor de natuurlijke wateren en de indicatoren van FAME als uitgangspunt. Ten opzichte van de indicatoren voor natuurlijke wateren is afgestapt van de typekenmerkende soorten. Dit begrip is geïntroduceerd voor het afleiden van de referenties voor de natuurlijke wateren, omdat toentertijd geen datasets met gegevens van natuurlijke wateren voorhanden waren. Met de beschikbaarheid van de FAME-database is het niet langer nodig om voor de abundantie uit te gaan van de typekenmerkende soorten.

**Andere indicatoren dan bij referenties voor natuurlijke wateren**

Door voortschrijdend inzicht wijken de maatlatten voor sterk veranderde R-typen op een aantal punten af van de referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren.

Voor het afleiden van de MEP's voor abundantie is besloten af te wijken van de referenties voor de natuurlijke wateren. De beschikbare literatuur en kennis biedt weinig mogelijkheden om MEP's voor abundantie af te leiden voor de onderscheiden ingreep(-combinaties). Daarnaast was de Europese dataset met visstandgegevens van het FAME-project beschikbaar gekomen (deze database was ten tijde van het opstellen van referenties en maatlatten voor de natuurlijke wateren nog niet beschikbaar). Daarom is besloten het afleiden van de MEP's te baseren op de resultaten van data-analyses. Bij de data-analyses dienden de indicatoren voor de natuurlijke wateren als uitgangspunt. Met het verschil dat is afgestapt van de typekenmerkende soorten. Dit begrip is geïntroduceerd voor het afleiden van de referenties voor de natuurlijke wateren, omdat toentertijd geen datasets met gegevens van natuurlijke wateren voorhanden waren. Met de beschikbaarheid van de FAME-database is het niet nodig om voor de abundantie uit te gaan van de typekenmerkende soorten. Naast de indicatoren voor natuurlijke wateren zijn eveneens de FAME-indicatoren voor abundantie en enkele nieuwe indicatoren geanalyseerd. Op de volgende indicatoren is het effect van verschillende (mate van) verstoringen/ingrepen onderzocht:



- Aandeel rheofielen
- Aandeel eurytopen
- Aandeel limnofielen
- Aandeel migrerende soorten
- Aandeel soorten intolerant voor habitatverstoring
- Aandeel rheofielen intolerant voor habitatverstoring
- Aandeel biermpje en riviergrondel van de rheofielen
- Dichtheid van insectivoren
- Dichtheid van omnivoren
- Dichtheid van fytofielen
- Aantalsaandeel lithofielen

In vergelijking met de referenties voor de natuurlijke wateren zijn de FAME-indicatoren voor 'insectivoren', 'omnivoren', 'fytofielen' en 'lithofielen' toegevoegd. Daarnaast zijn de indicatoren voor 'limnofielen' en 'biermpje en riviergrondel' toegevoegd en de indicator 'gevoelig voor habitatverstoring' vervangen door twee indicatoren 'intolerant voor habitatverstoring'. Naar verwachting ontstaan in verstuwde stromende wateren gunstige omstandigheden voor met name limnofiele soorten die gevoelig zijn voor habitatverstoring. Hiermee zou de indicator 'gevoelig voor habitatverstoring' zijn waarde verliezen. Daarom is gekozen om in de analyse twee andere indicatoren voor habitatverstoring mee te nemen.

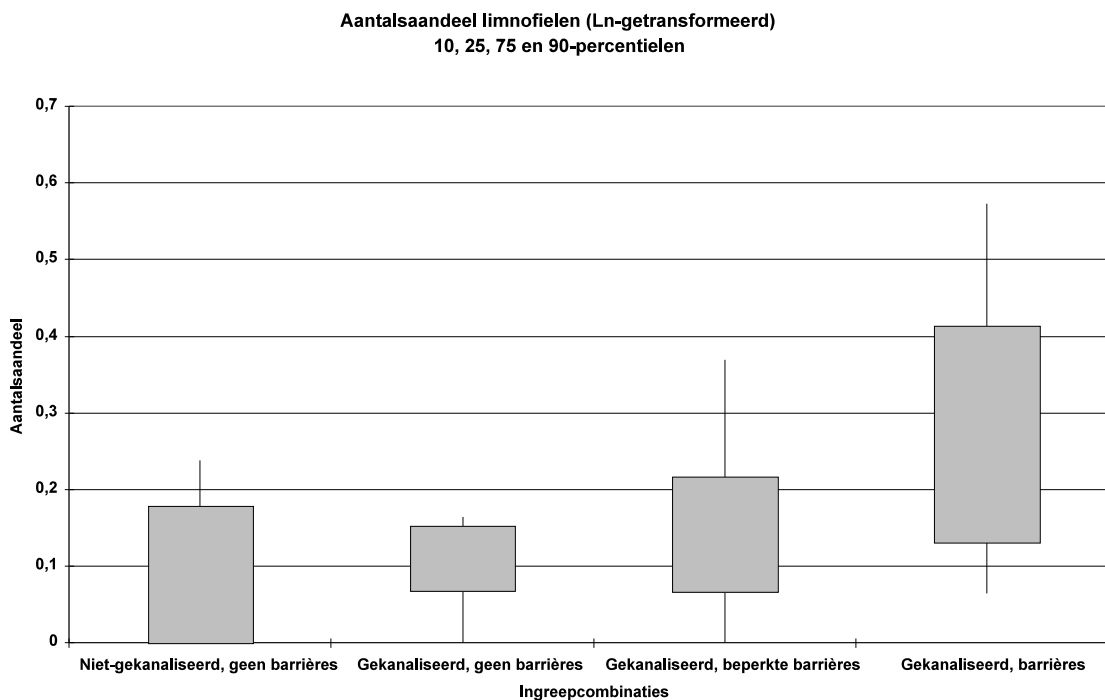
De indicator voor 'limnofielen' was in eerste instantie ook opgenomen voor de natuurlijke wateren. Door het principe van de typekenmerkende soorten was deze indicator op slechts enkele vissoorten gebaseerd, waardoor het geen geschikte indicator was. Voor de onderhavige studie is afgestapt van de typekenmerkende soorten en is besloten de indicator voor 'limnofielen' in de analyses mee te nemen.

De indicator 'biermpje en riviergrondel ten opzichte van de rheofielen' is voor de natuurlijke wateren niet onderzocht. Biermpje en riviergrondel zijn algemeen voorkomende stromingsminnende soorten. Verwacht wordt dat deze indicator een beeld geeft van de diversiteit van de visstand aan stromingsminnende soorten.

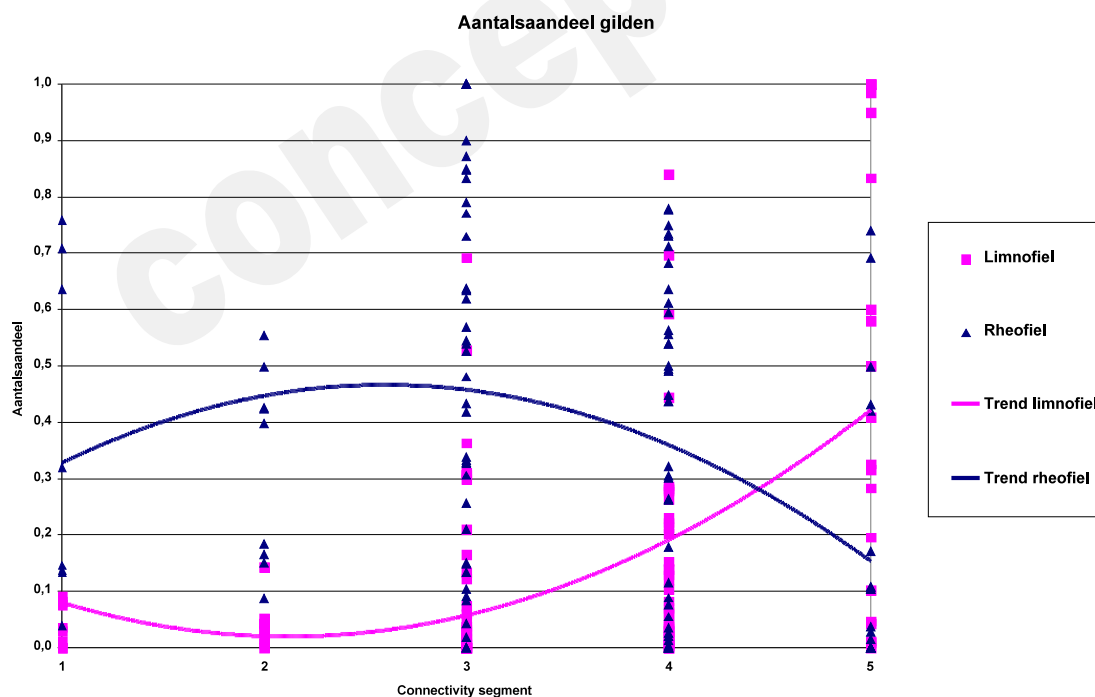
Hieronder worden alleen de indicatoren beschreven die op basis van de resultaten van de analyses zijn gekozen als onderdelen van de maatlat. De indicatoren voor 'rheofielen' en 'migrerende soorten' bestaan ook in de referenties en maatlaten voor de natuurlijke wateren. De andere indicatoren zijn nieuw ten opzichte van de referenties voor de natuurlijke wateren.

De wateren in de database zijn voor verschillende ingrepen en beïnvloedingen beoordeeld waaronder de mate van kanalisatie. De database bevat geen parameter voor de beoordeling op verstuwning. De parameter Connectivity\_segment staat voor de mate waarin barrières voor vismigratie aanwezig zijn en vormt als zodanig een afspiegeling van de mate van verstuwning.

Uit de analyses bleek dat een aantal indicatoren geschikt zijn voor het afleiden van de MEP's voor de wateren van het type R5 en R6 met de onderscheiden ingreep(combinaties). Deze indicatoren worden onderstaand besproken. Hoewel de geschikte indicatoren een duidelijke relatie vertonen met de onderscheiden ingrepen is de spreiding van de waarnemingen vaak betrekkelijk groot. Daarom is hieronder met percentielen de bandbreedte weergegeven.



Afbeelding B9.1 Spreiding van waarnemingen per ingreep (limnofielen als voorbeeld)



Afbeelding B9.2 Aantalsaandeel van limnofielen en rheofielen uitgezet tegen Connectivity\_segment (bron: FAME-database)

**Aantalsaandeel limnofielen**

Bij een toenemende waarde voor Connectivity\_segment daalt het aantalsaandeel limnofielen in eerste instantie licht om vervolgens te stijgen (zie afbeelding B9.2). Als de migratiebarrières voor vis toenemen,

krijgt het water een meer stilstaand karakter en is daarmee geschikter voor limnofielen, waardoor het aantalsaandeel stijgt.

Ondanks dat de lichte daling bij een lage Connectivity\_segment niet goed te verklaren is, wordt het aandeel limnofielen toch als een geschikte indicator gezien. Het is bekend dat het aandeel limnofielen sterk gerelateerd is aan de afname van stroming en daarmee wordt een duidelijke relatie verwacht met de ingreep verstuwung. Dit is voldoende reden is om de indicator verder uit te werken.

Het gemiddelde aantalsaandeel limnofielen op niet-gekanaliseerde trajecten zonder verstuwung in de FAME-dataset bedraagt 8%. Bij ingreep 1 is het gemiddelde aantalsaandeel lager en bij ingreep 2 en 3 hoger dan het aandeel in niet-gekanaliseerde beken zonder barrières voor vis (zie tabel B9.6). Bij ingreep 1 zijn er periodiek hoge afvoeren waardoor de leefomstandigheden voor limnofielen negatief worden beïnvloed. Besloten is de gemiddelde aantalsaandelen uit de FAME-dataset te hanteren voor de MEP's. De Nederlandse gegevens wijken hier weliswaar iets vanaf, maar zijn vrijwel niet onderscheidend per ingreep, waardoor meer waarde wordt gehecht aan de Europese data.

*Tabel B9.6 Gemiddelde abundanties uit Nederlandse (NL) en FAME-dataset en MEP's voor aantalsaandeel limnofielen*

<b>Limnofiel</b>	<b>Gemiddelde</b>	<b>Gemiddelde</b>	<b>MEP</b>
	<b>NL-data</b>	<b>FAME-data</b>	
Ingreep 1	-	4%	4%
Ingreep 2	17%	10%	10%
Ingreep 3	18%	25%	25%

#### **Aantalsaandeel rheofielen**

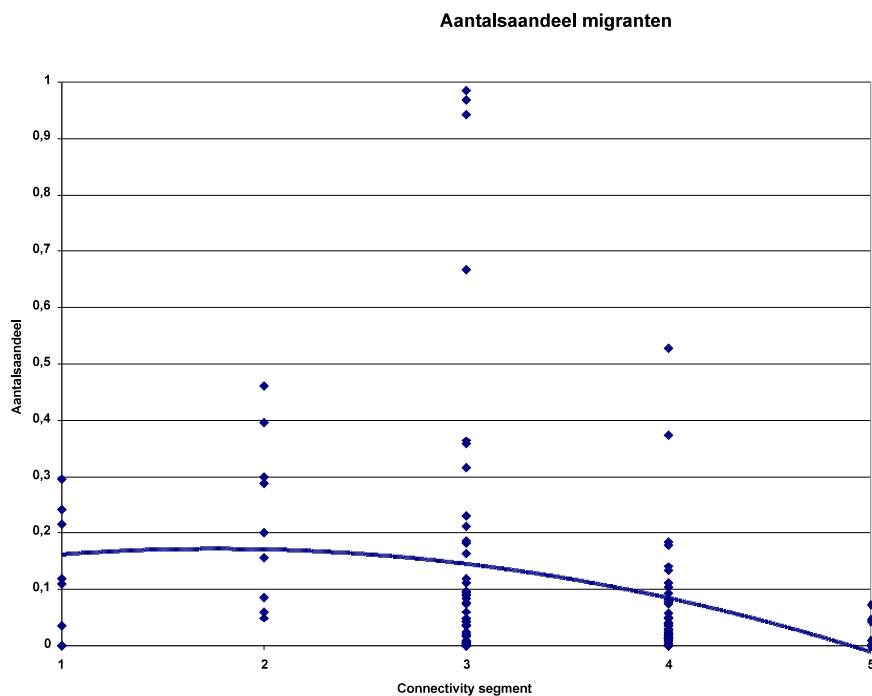
Bij toenemende waarde voor Connectivity\_segment stijgt het aantalsaandeel rheofielen in eerste instantie en daalt vervolgens (zie afbeelding B9.6). Naarmate de migratiebarrières voor vis toenemen, krijgt het water een meer stilstaand karakter en is daarmee minder geschikt voor rheofiele soorten, waardoor het aantalsaandeel daalt.

Ondanks dat de stijging bij een lage Connectivity\_segment niet goed te verklaren is, wordt het aandeel rheofielen toch als een geschikte indicator gezien. Het is bekend dat het aandeel rheofielen sterk gerelateerd is aan (de variatie in) stroming. Daarmee wordt een duidelijke relatie verwacht tussen het aandeel rheofielen en de ingreep verstuwung, wat voldoende reden is om de indicator verder uit te werken.

Het gemiddelde aantalsaandeel rheofielen op niet-gekanaliseerde trajecten zonder verstuwung in de FAME-dataset bedraagt 37%. Bij ingreep 1 en 3 is het gemiddelde aantalsaandeel lager en bij ingreep 2 hoger dan het aandeel in niet-gekanaliseerde beken zonder barrières voor vis (zie tabel B9.7). Het geringe verschil in aantalsaandeel tussen ingreep 1 en niet-gekanaliseerde beken zonder barrières voor vis is volgens verwachting. De omstandigheden voor rheofielen zijn bij ingreep 1 relatief gunstig, omdat het stromende karakter van de wateren dan nog het sterkst aanwezig is. Het hoge aantalsaandeel voor rheofielen bij ingreep 2 is niet goed verklaarbaar. Naar verwachting geeft de indicator rheofielen samen met de indicator limnofielen een goed beeld van de verhouding van de aantalsaandelen van de stromingsgilden in de visstand. Ondanks het niet-verklaarbare, hoge gemiddelde aandeel bij ingreep 2 is daarom toch besloten het aantalsaandeel rheofielen als deelmaatlat op te nemen. Voor ingreep 1 en 3 wordt het gemiddelde aantalsaandeel uit de FAME-dataset gebruikt voor de MEP's. Vanwege het afwijkende gemiddelde bij ingreep 2 wordt het MEP voor deze ingreep gelijk gesteld aan het gemiddelde uit de Nederlandse dataset.

*Tabel B9.7 Gemiddelde abundanties uit Nederlandse (NL) en FAME-dataset en MEP's voor aantalsaandeel rheofielen*

<b>Rheofiel</b>	<b>Gemiddelde</b>	<b>Gemiddelde</b>	<b>MEP</b>
	<b>NL-data</b>	<b>FAME-data</b>	
Ingreep 1	-	34%	34%
Ingreep 2	34%	41%	34%
Ingreep 3	24%	28%	28%



Afbeelding B9.3 Aantalsaandeel migrerende soorten uitgezet tegen Connectivity\_segment (bron: FAME-database)

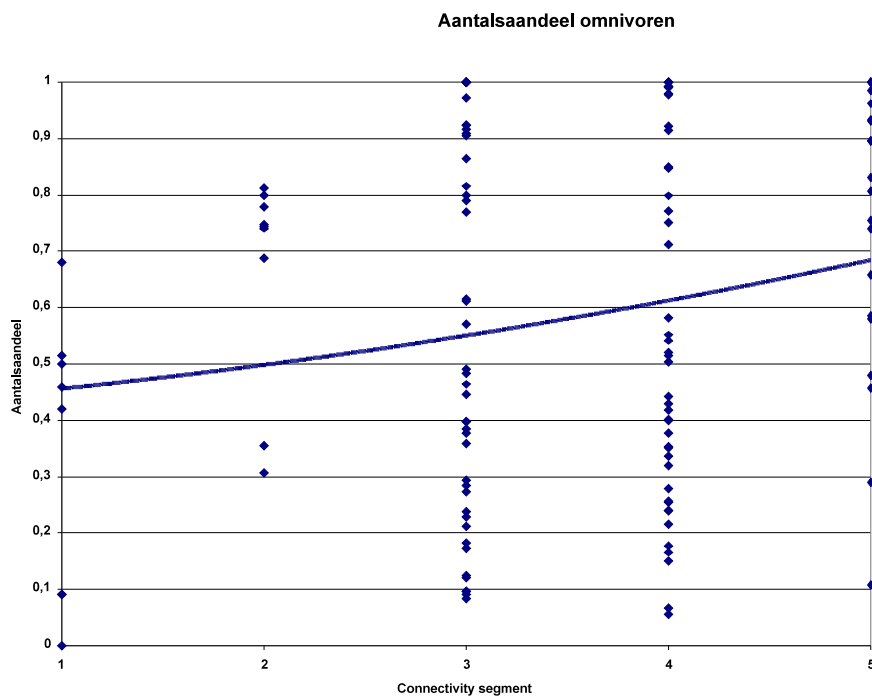
#### Aantalsaandeel migrerende soorten

Bij een toenemende waarde voor Connectivity\_segment daalt het aantalsaandeel migrerende soorten (zie afbeelding B9.3). Een verklaring voor de afname vormt het gegeven dat verstuwde wateren moeilijker optrekbaar zijn voor vis. De eenduidige afname van het aandeel migrerende soorten ten opzichte van Connectivity\_segment en de logische verklaring hiervoor maakt dit een geschikte indicator.

Het gemiddelde aantalsaandeel migrerende soorten op niet-gekanaliseerde trajecten zonder verstuwing in de FAME-dataset bedraagt 28%. Bij alle ingrepen is het gemiddelde aantalsaandeel lager dan het aandeel in niet-gekanaliseerde beken zonder barrières voor vis (zie tabel B9.8). Het gemiddelde aandeel bij ingreep 1 is lager dan in niet-gekanaliseerde beken zonder barrières voor vis. Dit wordt mogelijk veroorzaakt, door de eisen die migrerende soorten stellen aan hun habitat. De gemiddelde aantalsaandelen uit de FAME-dataset worden gebruikt voor de MEP's.

Tabel B9.8 Gemiddelde abundanties uit Nederlandse (NL) en FAME-dataset en MEP's voor aantalsaandeel migrerende soorten

Migratie	Gemiddelde	Gemiddelde	MEP
	NL-data	FAME-data	
Ingreep 1	-	18%	18%
Ingreep 2	5%	7%	7%
Ingreep 3	7%	5%	5%



Afbeelding B9.4 Aantalsaandeel omnivore soorten uitgezet tegen Connectivity\_segment (bron: FAME-database)

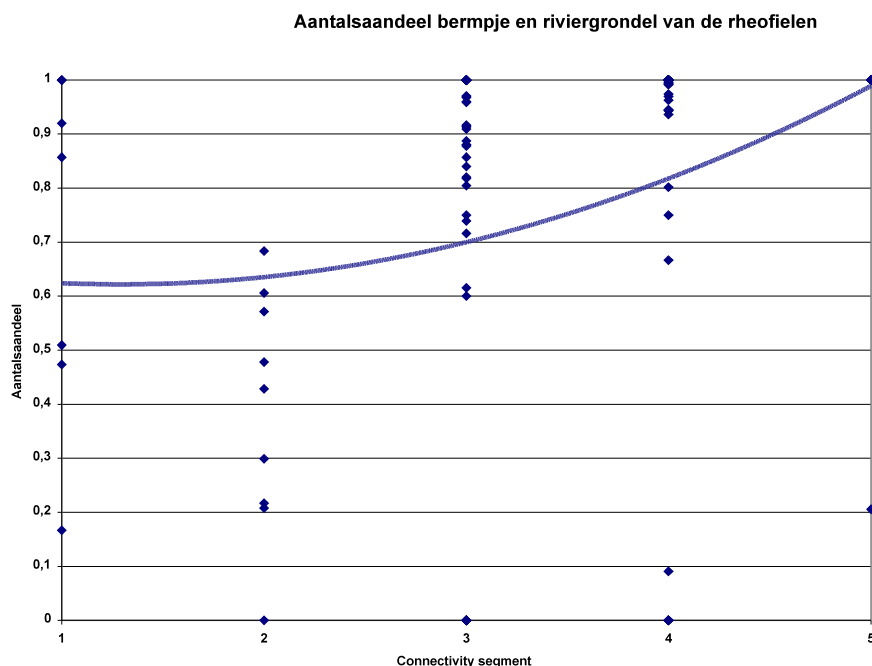
#### Aantalsaandeel omnivore soorten

Het aantalsaandeel van de omnivore soorten stijgt bij een toenemende waarde voor Connectivity\_segment (zie afbeelding B9.4). Verwacht wordt dat wateren bij een toename van vismigratiebarrières het stromende karakter verliezen, waardoor de variatie in stroming en habitatdiversiteit afneemt. Specialistische soorten hebben juist specifieke habitats nodig voor hun fourageergedrag. Omnivore soorten zijn in staat om makkelijk over te schakelen op een ander voedselpatroon en profiteren van het meer uniforme karakter van het water. Hiermee treedt een verschuiving op in de samenstelling van de visstand en neemt het aantalsaandeel omnivore soorten toe. Gezien deze eenduidige trend en de logische verklaring hiervoor is het aandeel omnivore soorten geschikt als indicator.

Het gemiddelde aantalsaandeel omnivore soorten op niet-gekanaliseerde trajecten zonder verstuwung in de FAME-dataset bedraagt 50%. Het gemiddelde aantalsaandeel is bij ingreep 1 en 2 vrijwel gelijk aan het aandeel in niet-gekanaliseerde beken zonder barrières voor vis (zie tabel B9.9). Bij ingreep 3 ligt het gemiddelde aantalsaandeel duidelijk hoger. De gemiddelde aantalsaandelen uit de Nederlandse en FAME-dataset verschillen voor ingreep 2 niet of nauwelijks. Besloten is het MEP voor deze ingrepen gelijk te stellen aan het gemiddelde uit de FAME-dataset. Voor ingreep 1 ligt het gemiddelde uit de FAME-dataset iets hoger dan voor ingreep 2. Op basis van de trend wordt voor ingreep 1 een lager gemiddelde verwacht en daarom is besloten het MEP voor deze ingreep gelijk te stellen aan het MEP voor ingreep 2.

Tabel B9.9 Gemiddelde abundanties uit Nederlandse (NL) en FAME-dataset en MEP's voor aantalsaandeel omnivore soorten

Omnivoor	Gemiddelde	Gemiddelde	
	NL-data	FAME-data	MEP
Ingreep 1	-	51%	49%
Ingreep 2	48%	49%	49%
Ingreep 3	61%	61%	61%



Afbeelding B9.5 Aantalsaandeel bempje en riviergrondel van de rheofielen uitgezet tegen Connectivity\_segment (bron: FAME-database)

#### Aantalsaandeel bempje en riviergrondel van de rheofielen

Bij toenemende waarde voor Connectivity\_segment stijgt het aantalsaandeel bempje en riviergrondel van de rheofielen (zie afbeelding B9.5). Als de barrières voor vismigratie toenemen, krijgt water steeds meer het karakter van stilstaand water. Hiermee gaat specifiek habitat voor rheofielen verloren, wat zich uit in een daling van het aantalsaandeel rheofiele soorten. In het bijzonder het aantalsaandeel van de rheofielen die meer eisen aan hun omgeving stellen, zal afnemen. Bempje en riviergrondel zijn algemeen voorkomende stromingsminnende soorten die relatief weinig eisen aan hun omgeving stellen. Deze soorten krijgen hierdoor een steeds groter aandeel in het bestand aan rheofiele soorten.

Het gemiddelde aantalsaandeel bempje en riviergrondel van de rheofielen op niet-gekanaliseerde trajecten zonder verstuwung in de FAME-dataset bedraagt 58%. Bij ingreep 1 is het gemiddelde aantalsaandeel iets lager en bij ingreep 2 en 3 duidelijk hoger dan het aandeel in niet-gekanaliseerde beken zonder barrières voor vis (zie tabel B9.10). Het gemiddelde aantalsaandeel uit de FAME-dataset ligt in dezelfde orde van grootte voor ingreep 2 en 3. Het gemiddelde uit de Nederlandse dataset is voor ingreep 2 aanzienlijk lager en daarom is besloten dit percentage als MEP te hanteren. Voor ingreep 1 en 3 is het MEP gelijk gesteld aan het gemiddelde uit de FAME-dataset.

Tabel B9.10 Gemiddelde abundanties uit Nederlandse (NL) en FAME-dataset en MEP's voor aantalsaandeel bempje en riviergrondel van de rheofielen

<b>Bempje en riviergrondel</b>	<b>Gemiddelde NL-data</b>	<b>Gemiddelde FAME-data</b>	<b>MEP</b>
Ingreep 1	-	55%	55%
Ingreep 2	72%	86%	72%
Ingreep 3	95%	88%	88%

Tabel B9.11 Soortenlijst zoete wateren en indeling (FAME)

<b>Nederlandse naam</b>	<b>Trofisch gilde</b>	<b>Stroomgilde</b>	<b>Migratie</b>
Aal	BENT/PISC	EURY	LMC
Alver	OMNI	EURY	SM
Baars	BENT/PISC	EURY	SM
Barbeel	BENT	RH	IM

Beekforel	INSV/PISC	RH	SM
Beekprik	No feeding	RH	IM
Bermpje	BENT	RH	SM
Bittervoorn	HERB	LI	SM
Blankvoorn	OMNI	EURY	SM
Bot	BENT	LI	IMC
Brasem	OMNI	EURY	IM
Driedoornige stekelbaars	OMNI	EURY	SM
Elft	PLAN	RH	LMA
Elrits	BENT	RH	SM
Fint	PLAN	RH	IMA
Gestippelde alver	INSV	RH	SM
Giebel	OMNI	EURY	SM
Grote marene	PLAN	EURY	IM
Grote modderkruiper	BENT	LI	SM
Houting	INSV	LI	LMA
Karper	OMNI	EURY	SM
Kleine modderkruiper	BENT	EURY	SM
Kolblei	OMNI	EURY	SM
Kopvoorn	OMNI	RH	IM
Kroeskarper	OMNI	LI	SM
Kwabaal	PISC	EURY	IM
Meerval	PISC	EURY	SM
Pos	BENT	EURY	SM
Rivierdonderpad	INSV	RH	SM
Riviergrondel	BENT	RH	SM
Rivierprik	PISC/PARA	RH	LMA
Roofblei (exoot)	PISC	EURY	IM
Ruisvoorn	OMNI	LI	SM
Serpeling	OMNI	RH	SM
Sneep	HERB	RH	IM
Snoek	PISC	EURY	SM
Snoekbaars	PISC	EURY	SM
Spiering	PISC	LI	SM
Steur	OMNI	RH	LMA
Tienddoornige stekelbaars	OMNI	LI	SM
Vetje	OMNI	LI	SM
Vlagzalm	INSV	RH	IM
Winde	OMNI	RH	IM
Zalm	INSV/PISC	RH	LMA
Zeeforel	INSV/PISC	RH	LMA
Zeelt	OMNI	LI	SM
Zeeprik	PARA/PISC	RH	LMA

#### Toelichting bij de tabel

De soorten in de tabel zijn de voor de stagnante en stromende Nederlandse zoete wateren geselecteerde soorten uit de totale Europese FAME-lijst. De indeling in de tabel is conform de FAME-indeling voor stromende wateren in Europa. Alleen de in de Nederlandse uitwerking gebruikte indelingscriteria zijn in de tabel aangegeven. Onderstaand worden de gilden kort toegelicht, voor een uitgebreide toelichting wordt verwezen naar Noble & Cowx (2002).

#### *Trofisch gilde*

BENT = benthivoor; voornamelijk bodemvoedsel-etend (met name macrofauna)

PISC = piscivoor; voornamelijk vistetend

PLAN = planktivoor; voornamelijk (zoö)plankton-etend

HERB = herbivoor; voornamelijk planten-etend

INSV = insectivoor; voornamelijk insecten-etend

OMNI = omnivoor; meerdere van bovenstaande voedselcategorieën etend

#### *Stroomgilde (mate van stromingsminderendheid)*

LI = limnofiel; soorten met een voorkeur voor stilstaand water

RH = Rheofiel; soorten met een voorkeur voor stromend water

EURY = Eurytoop; soorten zonder voorkeur voor stilstaand of stromend water

*Migratie gilde*

SM = short; alleen migratie over korte afstanden

IM = intermediate; migratie over middellange afstanden

LMA = long anadromous; lange afstandsmigratie zoet/zout

LMC = long catadromous; lange afstandsmigratie zoet/zout

Migreerende soorten zijn in dit rapport de soorten die in de categoriën IM, LMA of LMC vallen.

concept



## Bijlage 10

# Het afleiden van MEP/GEP en maatlatten voor vissen in meren

### factor waterstandsfluctuatie KRW-type overstijgend; flexibele aanpak

De peilfluctuatie is niet voor alle meren binnen het KRW-type gelijk en meren kunnen in de natuurlijke situatie een meer of minder grote vloedvlakte hebben, afhankelijk van de hydromorfologie. In feite is de factor waterstandsdynamiek, en de manier waarop dit voor een concreet meer uitpakt, type-overstijgend. Meren van verschillende KRW-types kunnen een vergelijkbare waterstandsfluctuatie en een vergelijkbaar oppervlakte vloedvlaktes hebben, terwijl dit voor meren binnen een KRW-type zeer kan verschillen. Belangrijk hierbij is de dimensie van het meer, binnen KRW-types bestaan zeer grote verschillen in dimensie. Dit pleit voor een flexibele aanpak waarbij het effect van peilregulatie los van de KRW-types wordt beschouwd.

### methode afleiden MEP

Om de doelstellingen voor sterk veranderde wateren (MEP) te bepalen dient het effect van peilbeheer, als onomkeerbare hydromorfologische ingreep, verdisconteerd te worden. Dit effect moet als het ware worden "afgetrokken" van de referentie. Dit is de "koninklijke weg", hiervoor is het nodig om zowel de referentie als de huidige situatie te kennen in termen van peilfluctuatie, oppervlak, talud van de oeverzone en hoogteligging van het omliggende gebied. Een inschatting van het areaal emergente vegetatie kan in beide situaties worden gemaakt door te kijken naar welk deel periodiek droog valt. Om het effect op de visstand te bepalen is het nodig om de relatie tussen oevervegetatie en indicatoren te kennen, de volgende stappen moeten worden doorlopen:

#### stap 1: kwantificeren areaal emergenten referentie

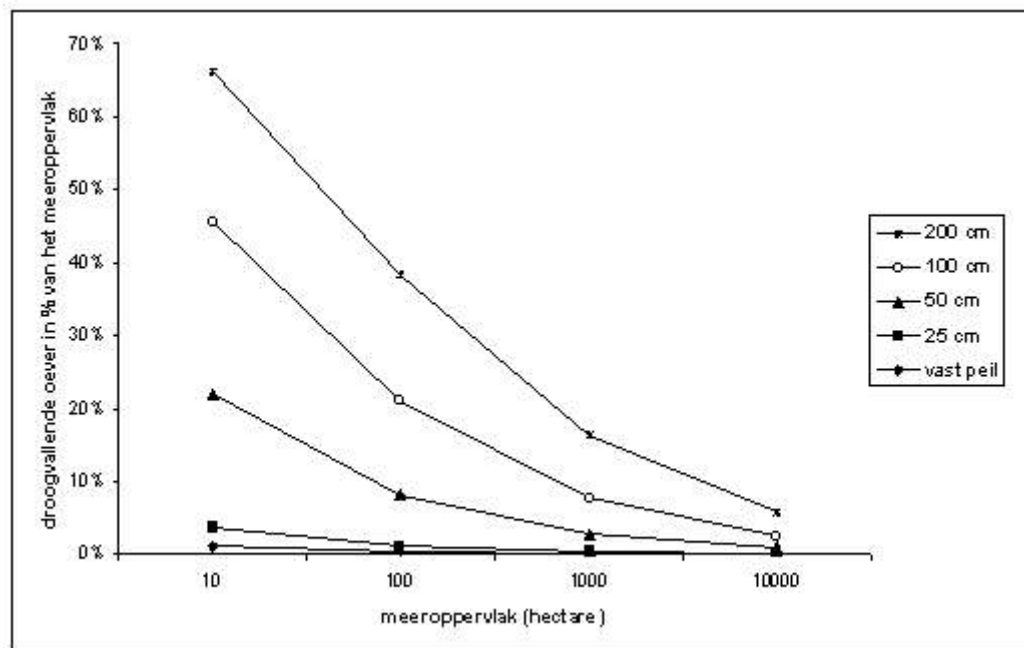
Voor wat betreft de referentie geldt zoals gezegd dat er binnen een type grote variatie kan zijn. Om een en ander toch werkbaar te maken is voor de vis van ondiepe meren (M14 en M27) als referentie uitgegaan van een situatie met uitgestrekte vloedvlaktes en rietmoerassen (gelijk aan of groter dan het oppervlak open water) zoals in het buitenland bijvoorbeeld nog in de Donaudelta wordt aangetroffen. De bijbehorende visstand wordt gedomineerd door plantminnende vis (ruisvoorn-snoek). Voor de diepe meren (M20) geldt hetzelfde, ook hier kunnen vloedvlaktes en rietmoerassen aanwezig zijn. Echter voor de visstand functioneren diepe meren anders dan ondiepe, in diepe meren is vooral ook het aandeel ondiep:diep sturend (omdat in de delen dieper dan circa 6 meter geen planten voorkomen). De visstand in het ondiepe deel kan in het geval van een goed ontwikkelde oeverzone worden gedomineerd door plantminnende vis. In het diepe deel wordt de visstand gedomineerd door eurytopen (baars-blankvoorn of brasem-snoekbaars). De totale visstand is een resultante van de visstand van beide biotopen.

#### stap 2: kwantificeren effect peilbeheer + beschoeiing op areaal emergenten

Om het effect van peilbeheer te bepalen kan zowel bij de referentie als bij een tegennatuurlijk, vast of gedempt peil het oppervlak periodiek droogvallende oever bepaald worden. Het aandeel droogvallende oever kan worden gebruikt als een inschatting van het potentiële areaal oevervegetatie in de verschillende situaties, afbeelding B10.1 laat dit zien voor meren met een verschillende oppervlakte en peilfluctuatie. In meren met een peilfluctuatie van minder dan 50 cm is het peilverschil zo gering dat het oeveroppervlak wat onder invloed hiervan droogvalt verwaarloosbaar is. In meren met een peilfluctuatie vanaf 50 cm is het aandeel droogvallende oever soms wel substantieel en wordt het vooral bepaald door het oppervlak van de plas.

In de praktijk blijkt dat het aandeel oevervegetatie in een situatie met een geringe peilfluctuatie in alle gevallen zeer klein is. Dit is ook te zien aan de oevers van de meeste meren en plassen, waar nog een smal randje oevervegetatie (riet) staat van hooguit enkele tot maximaal enkele tientallen meters breed. Door het vaste peil en de windwerking kalven veel oevers af en worden ze vaak beschoeid. Hierdoor neemt het oppervlak emergente vegetatie nog verder af en bedraagt voor de grotere meren zelden meer dan 1%. Voor de vis is dit te weinig om op het niveau van het gehele meer substantieel bij te dragen, een zichtbaar effect op de visstand wordt pas verwacht bij meer dan 5%. In meren met een gering aandeel oevervegetatie zijn de plantminnende vissen daarom slechts in lage abundantie aanwezig en wordt de visstand gedomineerd

door eurytopen.



Afbeelding B10.1 Aandeel droogvallende oever als functie van peilfluctuatie en meeroppervlak. Bij de figuur is uitgegaan van een rond meer met een minimale oeverzone van 5 meter en een talud van 1:10 tot een fluctuatie van 30 cm en 1:100 daarna.

### stap 3: verdisconteren mitigerende maatregelen

Mogelijke verzachtende maatregelen om het verlies aan oeverhabitat door peilbeheer en beschoeiing te compenseren zijn de aanleg van natuurvriendelijke oevers of kunstmatige vloedmoerassen. Voor wat betreft de visstand mag hiervan pas een effect worden verwacht wanneer het gaat om (ten opzichte van het totale meeroppervlak) significante oppervlaktes (ter indicatie wordt aangehouden een oppervlakte > 5%). Daarbij komt nog dat de kwaliteit en toegankelijkheid van dergelijke habitats voor vis niet per definitie gelijk zijn aan natuurlijke oeverzones en vloedvlaktes van meren. Een uitzondering hierop vormt het ontwikkelen van vegetatie in het meer door het periodiek droogzetten van delen van de oevers door het verlagen (actief of passief) van het peil in de zomer. Droogval stimuleert kieming van emergenten en kan zorgen voor een substantiële toename van de rietvegetatie in een meer en daarmee habitat voor vis.

### stap 4: bepalen MEP

Het MEP voor de visstand van een meer met een vast peil, een gedempt peil of tegennatuurlijk peil is dus afhankelijk van het aandeel oevervegetatie. De methode om dit te bepalen is door het totale oppervlak voor vis toegankelijke emergente vegetatie + vloedvlakte te delen door het meeroppervlak (bij het hoogste peil). Een indicatie voor het oppervlak emergente vegetatie + vloedvlakte is het oppervlak droogvallende oever bij een bepaald peilregime en morfologie. Bij een situatie zonder peilfluctuatie mag worden verondersteld dat een niet-beschoeide oever een bepaald oppervlak emergenten vertegenwoordigt, uitgegaan wordt van een 5 meter brede zone.

De relatie tussen het aandeel oevervegetatie en de indicatoren voor de visstand is door middel van data-analyse (lineaire regressie) onderzocht (Witteveen+Bos, 2004). De data die hiervoor zijn gebruikt zijn dezelfde als voor de KRW-uitwerking van zoete wateren voor vis (zie KRW achtergronddocument vis, Klinge (ed.), 2004). De volledige dataset bestaat uit ruim 260 bestandsschattingen van allerlei verschillende typen zoete wateren. Dit verschilt van sloten tot boezemkanalen, meren en plassen en buitenlandse wateren in Polen, Rusland en Roemenië (Donaudelta).

Om onderscheid tussen wateren te kunnen maken is de dataset opgedeeld in een aantal deelsets op basis van de dimensiecriteria van de Kaderrichtlijn Water (diepte en oppervlakte). Tot op heden zijn alleen de meren geanalyseerd. De gevonden relaties maken het mogelijk om voor een concreet meer de waarde van de KRW-indicatoren voor de visstand te bepalen op basis van het aandeel oevervegetatie (% van het totale meeroppervlak), het aandeel submerse vegetatie (% van het open water) en de zichtdiepte (in meter), al dan niet in relatie tot de diepte. Hiervoor gelden de volgende relaties:

Tabel B10.1 Samenvattende tabel resultaten meervoudige regressies.

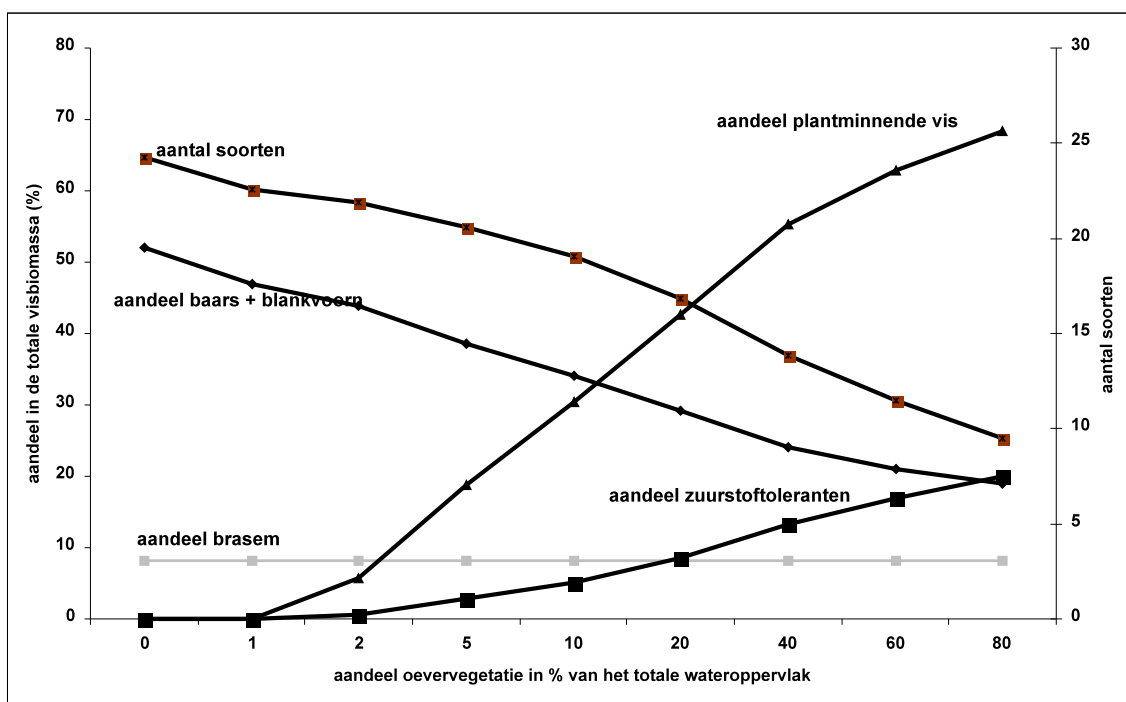
type	indicator	constante	submers		oever		helderheid		R <sup>2</sup> adjusted
			sqrt(submers)	sqrt(oever)	ln(oever+1)	ln(zicht+1)	ln(zicht/diepte+1)		
ondiep < 50 ha (n=23)	aandeel baars+blankvoorn	3.58						65.2	0.29
ondiep > 50 ha (n=36)	aandeel baars+blankvoorn	13.2	4.10			-7.55			0.63
diep (n=16)	aandeel baars+blankvoorn								n.s.
ondiep < 50 ha (n=23)	aandeel brasem	65.0	-6.38						0.65
ondiep > 50 ha (n=36)	aandeel brasem	76.2	-7.17						0.80
diep (n=16)	ln(aandeel brasem+1)	5.35				-0.681	-3.76		0.77
ondiep < 50 ha (n=23)	aandeel plantminnende vis	-15.3		8.31				45.4	0.68
ondiep > 50 ha (n=36)	aandeel plantminnende vis	-15.2				19.0			0.75
diep (n=16)	aandeel plantminnende vis	-1.12						262	0.55
ondiep < 50 ha (n=23)	aandeel zuurstoftoleranten								n.s.
ondiep > 50 ha (n=36)	aandeel zuurstoftoleranten	-2.94		2.57					0.30
diep (n=16)	aandeel zuurstoftoleranten	-9.15						194	0.72
ondiep < 50 ha (n=23)	aantal soorten								n.s.
ondiep > 50 ha (n=36)	aantal soorten	10.21	1.48	-1.65					0.79
diep (n=16)	aantal soorten								n.s.

De indicatorwaarden kunnen worden berekend volgens:  
 waarde indicator = constante + wegfactor1 \* stuurfactor1 (getransformeerd) + wegfactor2 \* stuurfactor2 (getransformeerd)...

Voor de ondiepe plassen > 50 hectare (M14 en M27) zijn de gevonden relaties het sterkst. In alle gevallen is voor deze typen een significante relatie gevonden met een of beide van de stuurfactoren:

- % submerse vegetatie,
- % oevervegetatie.

Afbeelding B10.2 geeft deze relaties grafisch weer voor een meer met een bedekking met submerse vegetatie van 90%.



Afbeelding B10.2 Verloop van de KRW-indicatoren voor de visstand als functie van het aandeel emergenten in een meer > 50 hectare met 90% submerse vegetatie. Let op: de x-as is niet lineair maar ingedeeld in klassen.

Deze relaties kunnen worden gebruikt bij het afleiden van het MEP. Voor de diepe plassen zijn de gevonden relaties helaas veel minder eenduidig. Dit kan worden verklaard uit het geringere aantal waarnemingen maar vooral ook uit het feit dat diepe plassen lastig te bemonsteren zijn. De vis in diepe plassen kan makkelijk naar de diepte of naar het oppervlak ontsnappen. De huidige methode (conform STOWA, 2003 met kuil+electro) voldoet daarom niet om een betrouwbare bestandsschatting te kunnen geven. De relaties voor de diepe plassen worden voorlopig niet gebruikt, pas als er meer gegevens zijn die met een bruikbare methode zijn verzameld kan opnieuw een analyse worden uitgevoerd.

### MEP voor M14 en M27

Het MEP voor de visstand van ondiepe plassen van de typen (M14 en M27) met een tegennatuurlijk, of gedempt peil, al dan niet beschoeid zal in veel gevallen worden bepaald door een gering aandeel oevervegetatie. In de meeste gevallen is het aandeel oevervegetatie lager dan 1 à 2%, er mag dan van de oevers weinig effect worden verwacht op de visstand. Het open water wordt in die gevallen gedomineerd door eurytopen, waarvan de samenstelling afhangt van de bedekking met submerse vegetatie. Het aandeel submerse vegetatie wordt niet gelimiteerd door onomkeerbare hydromorfologische ingrepen en is vooral afhankelijk van factoren als nutriëntenbelasting en achtergronddoorzicht in relatie tot de diepte. Er wordt hier om pragmatische redenen uitgegaan van een MEP met 90% bedekking met submerse vegetatie. Hier wordt nogmaals expliciet opgemerkt dat dit dus niet de referentie is voor alle meren en plassen van M14 en M27! Zoals is beschreven in de "referenties en maatlatten voor de natuurlijke wateren" bestonden er naar verwachting ook troebele meren met een geringe vegetatiebedekking. Voor deze meren is het MEP in principe eveneens troebel en vegetatie-arm!

### formules voor het afleiden van de MEP voor de indicatoren voor de visstand:

aandeel brasem:	$76.2 - 7.17 * \sqrt{\text{submers}}$
aandeel baars + blankvoorn in % alle eurytopen:	$13.2 + 4.1 * \sqrt{\text{submers}} - 7.55 * \ln(\text{oever} + 1)$
aandeel plantminnende vis:	$-15.2 + 19 * \ln(\text{oever} + 1)$
aandeel zuurstoftolerante vis:	$-2.94 + 2.57 * \sqrt{\text{oever}}$
aantal soorten:	$10.2 + 1.48 * \sqrt{\text{submers}} - 1.65 * \sqrt{\text{oever}}$

**voorbeelduitwerkingen + bandbreedte MEP ondiepe plassen**

Voor een ondiepe plas van respectievelijk 50, 100 en 1000 hectare met een peilfluctuatie van 20 cm, een flauwe oever (1:10) met standaard een 5 meter brede helofytenzone (indien onbeschoeid) en een bedekking van 90% met submerse vegetatie (dit is zeer hoog en vereist reeds een zeer goede ecologische toestand), worden met de gevonden relaties uit tabel B10.1 de volgende percentages oevervegetatie en bijbehorende indicatorwaarden voor de visstand berekend:

*Tabel B10.2 Berekende indicatorwaarden voor de visstand van een aantal meren met verschillende dimensies en mate van beschoeiing.*

indicatoren ondiepe plassen > 50 hectare	50 ha. onbeschoeid	100 ha. onbeschoeid	50 ha., 50% beschoeid	1000 ha. onbeschoeid
aandeel oevervegetatie (%)	3,4	2,4	1,7	0,78
aandeel submerse vegetatie (%)	90	90	90	90
aandeel brasem (%)	8	8	8	8
aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen	41	43	45	48
aandeel plantminnende vis (%)	13	8	4	0
aandeel zuurstoftoleranten (%)	1,8	1,1	0,4	0
aantal soorten	21	22	22	23

In het MEP is het aandeel plantminnende vis dus maximaal ruim 10% en het aandeel zuurstoftolerante vis 2%. Voor de overige indicatoren verandert er weinig omdat deze vooral door het aandeel submerse vegetatie worden bepaald.

Het effect van beschoeiing is binnen deze typen dus alleen in de kleinste meren (50-100 hectare) significant voor de indicatoren "plantminnende vis" en "zuurstoftolerante vis".

**uitwerking GEP ondiepe plassen**

Het GEP wordt in de 'handreiking ecologische doelstellingen voor niet-natuurlijke wateren' als volgt gedefinieerd: "Er zijn lichte veranderingen in de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van de waarden bij maximum ecologisch potentieel". Deze definitie is weinig concreet en laat ruimte voor eigen interpretatie. Als mogelijke invullingen van klassengrenzen worden "ecologische knikpunten" zoals de omslag van helder naar troebel of een percentuele invulling (maximale invulling van geringe afwijking van 25%) genoemd.

- De eerste (knikpunt) verdient in principe de voorkeur omdat deze ook in het veld waarneembaar is en ecologische relevantie heeft. Probleem daarbij is echter dat de referentiesituatie niet vast is, indien de referentie reeds troebele plas is kan de omslag van helder naar troebel niet als klassengrens dienen.
- daarom wordt gekozen voor de tweede optie, het GEP (de grens tussen Goed en Matig) ligt op 25% van het MEP.

In de praktijk wordt dit ingevuld door uitgaande van het MEP 25 % op te schuiven in de richting van de slechtste waarde per indicator. Op deze wijze kan voor ieder MEP het GEP op een eenduidige wijze worden afgeleid. Om reden van uniformiteit wordt de bijbehorende EKR van het GEP op 0,6 gesteld en vindt een lineaire herschaling plaats voor de tussenliggende waarden.

**maatlat ondiepe plassen**

Voor wat betreft de maatlat wordt voortgeborduurd op bovenstaande benadering. De invulling van de overige klassengrenzen (Matig/Ontoereikend en Ontoereikend/Slecht) wordt ingevuld door telkens 25% "op te schuiven" in de richting van de slechtste waarde. In de meeste gevallen is de slechtste waarde volledige dominantie (100% brasem) of het volledig ontbreken van een groep (0% plantminnende vis, overige indicatoren). In het geval van het aantal soorten is dit anders, bijvoorbeeld soorten als baars en blankvoorn hebben (bij benadering) een presentie van 100%. Daarom is gezocht naar de laagste waarden in

de database voor plassen > 50 hectare (= 8 soorten). Als voorbeeld is dit in tabel B10.3 voor de onbeschoeide meren van 50 hectare uit tabel B10.2 uitgewerkt. Behalve de klassengrenzen is ook de weging aangepast ten opzichte van de maatlat voor natuurlijke wateren om de volgende redenen:

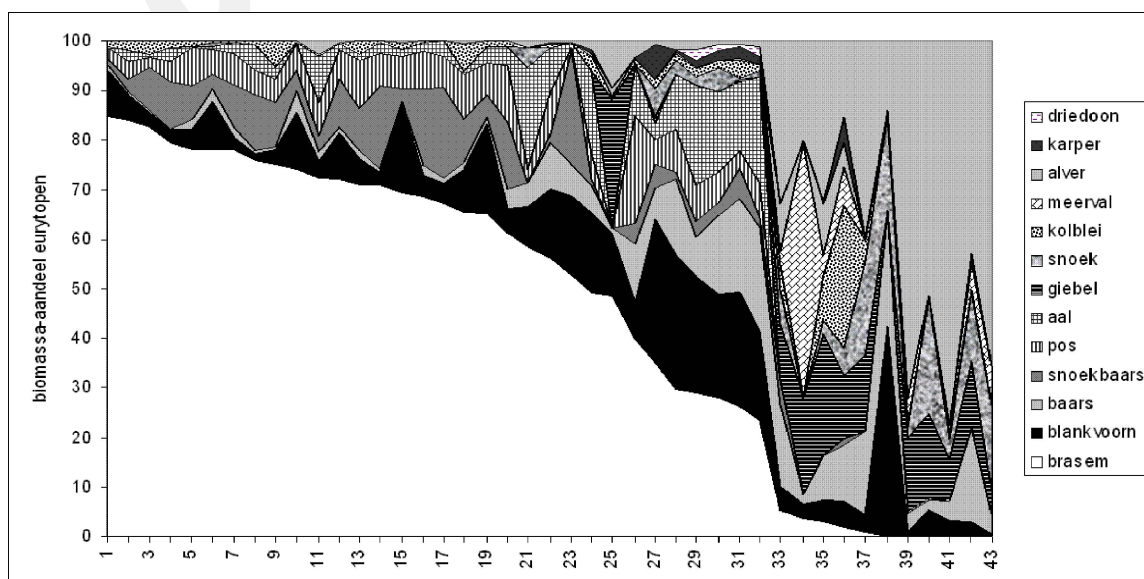
- Omdat plantminnende vis en zuurstoftolerante vis in wateren met een gering aandeel oevervegetatie nauwelijks een rol spelen (en de bandbreedte dus gering is en de indicator gevoelig is voor ruis) zijn de wegingsfactoren voor deze indicatoren verlaagd naar 0,1. In het geval van het MEP van een grote plas met een verwaarloosbaar aandeel oeverzone (wat aantoonbaar niet kan worden vergroot) kan zelfs worden overwogen de indicatoren zuurstoftolerante vis en plantminnende vis te verwijderen omdat de gevoeligheid erg groot wordt bij een dergelijke smalle bandbreedte.
- Voor de indicatoren "aandeel brasem" en "aantal soorten" zijn de weegfactoren juist verhoogd naar 0,3 omdat deze indicatoren relatief belangrijker worden in een hydromorfologisch aangetaste situatie.

Tabel B10.3 Maatlat voor de visstand van een ondiepe onbeschoeide plas van 50 hectare.

indicatoren	weging	MEP	GEP / Matig	Matig / Ontoereikend	Ontoereikend / Slecht	ondergrens
aandeel brasem (%)	0,3	8	31	54	77	100
aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen	0,2	43	32	22	11	0
aandeel plantminnende vis (%)	0,1	9	7	5	2	0
aandeel zuurstoftoleranten (%)	0,1	1	0,8	0,5	0,3	0
aantal soorten	0,3	21	17	14	11	8
score		1	0,60	0,4	0,2	0

Opvalt dat de totalen van de biomassa-indicatoren (bijvoorbeeld aandeel brasem + aandeel plantminnende vis + aandeel zuurstoftoleranten + baars + blankvoorn) samen bij het MEP niet de volledige biomassa kunnen verklaren. Bedacht moet worden dat de relaties zijn afgeleid van data analyse. In het MEP is de visstand overwegend eurytoop, echter brasem is slechts in geringe mate aanwezig (vanwege de plantenrijkdom met 90% submerse vegetatie). De visstand in de dataset laat in situaties met (zie ook afbeelding B10.3):

- een matig aandeel brasem (circa 30%) een eurytope visstand zien die wordt gevormd door baars+blankvoorn+snoekbaars+aal+pos+snoek of
- een gering aandeel brasem (<10%) een visstand zien met baars+blankvoorn+giebel+snoek+meerval. Deze laatste waarnemingen komen uit het buitenland (Donau).



Afbeelding B10.3 *Biomassa-aandeel eurytopen in de dataset van meren en plassen > 50 hectare, gesorteerd naar een aflopend aandeel brasem.*

### **Afgeleide maatlatten diepe plassen**

Een goed onderbouwde uitwerking voor de diepe plassen is zoals gezegd (nog) niet mogelijk door het ontbreken van geschikte data (zie paragraaf alternatieve bemonsteringsmethode diepe plassen, hierna). De verwachting is dat een goede dataset op basis van een geschikte gestandaardiseerde bemonsteringsmethode wel eenduidige relaties laat zien. Voorlopig is echter alleen een kwalitatieve uitwerking mogelijk. Bij de uitwerking van de referenties + maatlatten voor diepe plassen is de verhouding diep:ondiep als bepalend genoemd voor de visstand. In het open (diepe) water is de visstand overheersend eurytoop, factoren als trofiegraad en (de resulterende) helderheid spelen hier een belangrijke rol. In het ondiepe delen spelen submerse en emergente vegetatie een overheersende rol.

### **Alternatieve bemonsteringsmethode voor vissen in diepe plassen**

In Nederland wordt gebruik gemaakt van de bemonsteringsmethoden die zijn beschreven in het handboek visstandbemonstering en –beoordeling (STOWA, 2003). Voor ondiepe wateren voldoen deze methoden goed, voor de diepe wateren zoals gezegd niet. Een mogelijk alternatief is het gebruik van kieuwnetten, hiermee kan een gestratificeerde bemonstering (van ondiepe en diepe delen) worden uitgevoerd. In de (meestal diepe) Scandinavische meren wordt deze methode reeds standaard toegepast. In Europees verband (CEN) is er een norm ontwikkeld voor visstandbemonstering met kieuwnetten (Water quality - Sampling of fish with gillnets - NEN EN 14757). Nederland heeft een negatieve stem uitgebracht op deze norm. Als reden wordt genoemd dat in ons land visstandbemonstering met kieuwnetten zelden tot nooit wordt toegepast in verband met wetgeving op het gebied van dierenwelzijn. Bij het gebruik van kieuwnetten sterft een groot deel van de vis, vooral in de zomer. Gezien de problemen met de bemonstering van diepe wateren moet deze methode voor diepe wateren misschien worden heroverwogen.

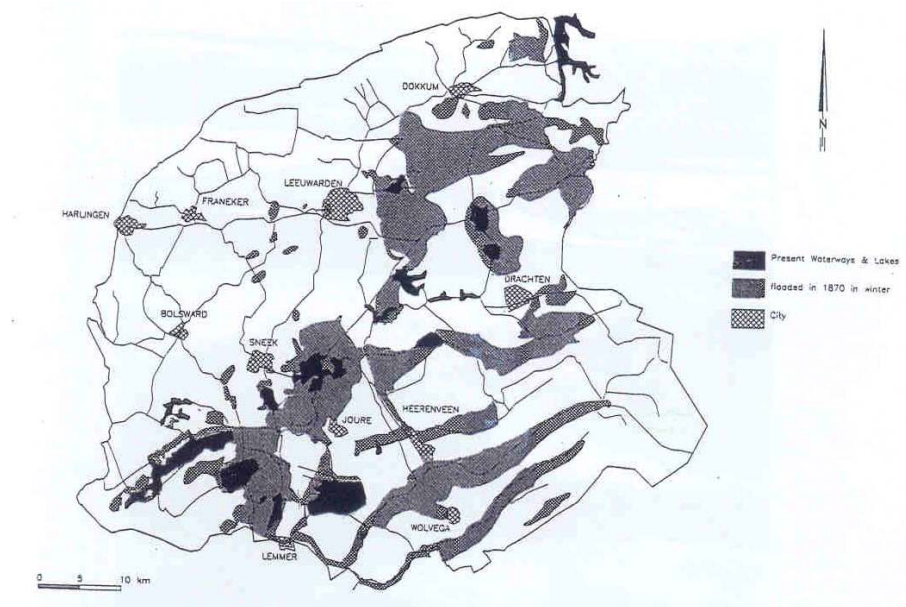
Binnen de expertgroep heeft men met het oog op de hoge sterfte wel enige moeite met de kieuwnetmethode, waarbij onderkend wordt dat andere methoden ook substantiële sterfte veroorzaken. De volgende insteek wordt door alle leden gedragen:

- 1: zoeken naar beschikbare en bruikbare gegevens van kieuwnetbemonsteringen uit bijvoorbeeld het buitenland om maatlat mee te valideren,
- 2: daarna eventueel bemonsteren, bij voorkeur met het doel om andere methoden mee te ijken.

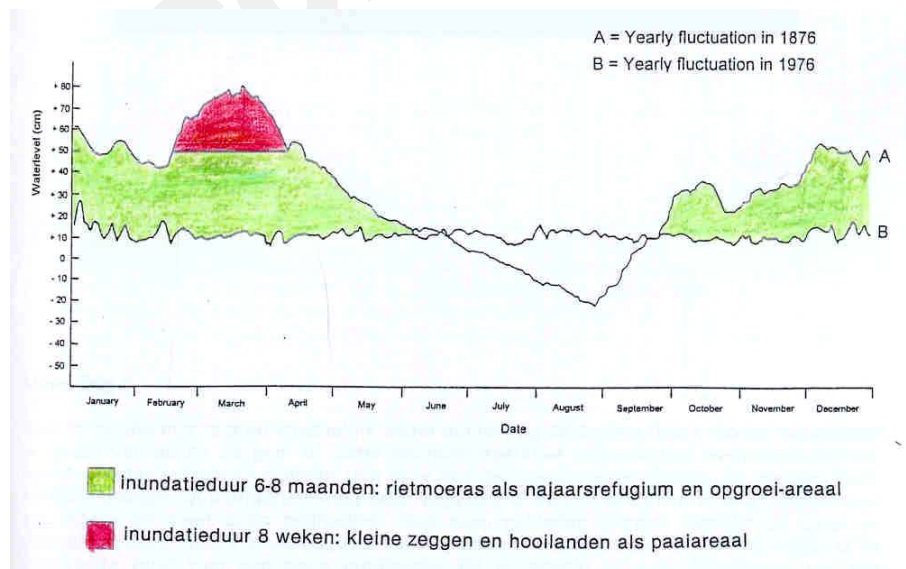
## De snoek

voorbeeld van een vis waarvan de levenscyclus is afgestemd op beschikbaarheid van vegetatie in ruimte en tijd

Snoeken paaien meestal vroeg in het voorjaar (maart-april). Daarbij hebben ze een sterke voorkeur voor zachte vegetaties, welke met name worden aangetroffen in ondergelopen gebieden (terrestrische gras- en hooiland vegetaties). Dergelijke gebieden zijn in een natuurlijke situatie in deze periode beschikbaar vanwege het voorkomen van hoge waterstanden, waardoor meren en plassen buiten de oevers van hun zomerbedding treden en omliggende vloedvlaktes geïnundeerd worden. Als voorbeeld hiervan een kaart van Friesland met overstromingsvlaktes in de winter van 1870 (afbeelding B10.4) en de jaarlijkse peilfluctuatie vroeger en nu (afbeelding B10.5).



Afbeelding B10.4 Overzichtkaart van de provincie Friesland met de overstromingsvlaktes rond meren en plassen in de winter van 1870.



Afbeelding B10.5 jaarlijkse peilfluctuatie in 1876 en in 1976.



In de ondergelopen oeverlanden komen de larven uit het ei en beginnen hier hun opgroeiperiode, schuilend in de overvloedig aanwezige vegetatie, aldus overmatig kannibalisme voorkomend. Omdat de ondiepe vloedvlakte veel sneller opwarmt dan de zomerbedding van het meer is hier om deze tijd meestal ook al volop voedsel beschikbaar in de vorm van zoöplankton. Als de waterstand begint te dalen (april-mei) komen de larven in de uitgestrekte rietlanden terecht welke de zomerbedding van het meer omgeven. Hier zijn ze eveneens beschermd tegen overmatig kannibalisme en groeien ze verder op, naast zoöplankton etend van insektenlarven. Deze rietlanden vallen in de loop van het voorjaar (mei-juni) echter ook grotendeels droog. Tegen die tijd is in de zomerbedding van het meer echter de submerse vegetatie reeds tot ontwikkeling gekomen. De jonge snoekjes, tegen die tijd reeds 8-15 cm groot, verspreiden zich behalve in de resterende beschikbare rietvegetatie in de velden met submerse vegetatie en schakelen in die tijd ook over op het eten van vis, voornamelijk 0+ en 1+ cypriniden. Nu is het ook de submerse vegetatie die hen beschermd tegen kannibalisme; het beschikbare areaal bepaalt de mate van overleving. In het najaar (september-oktober) begint deze submerse vegetatie echter af te sterven en raken de snoekjes deze bescherming kwijt. In reactie hierop zwemmen de snoekjes massaal naar de oevers. Het areaal aan beschikbare oevervegetatie is dan inmiddels weer sterk toegenomen als gevolg van het stijgen van de waterstand. Het dan beschikbare areaal aan oevervegetatie bepaalt hoeveel snoekjes hierin een schuilplaats vindt en succesvol kunnen overwinteren. Het overschot aan snoekjes valt ten prooi aan kannibalisme.

#### **effect van peilregulatie**

Zoals bovenstaande beschrijving duidelijk moge maken heeft peilregulatie een ingrijpende invloed op de natuurlijke levenscyclus van de snoek. In peilgereguleerde meren komen geen vloedvlaktes meer voor en neemt de areaalbedekking met rietvegetaties drastisch af. Meestal resteert nog slechts een smalle rietgordel. In deze rietgordel is de snoek gedwongen te paaien, op te groeien en te overwinteren. Omdat deze onderdelen van de levenscyclus niet langer meer ruimtelijk gescheiden zijn neemt het risico op kannibalisme sterk toe (alle snoeken, zowel jonge als volwassen exemplaren, verblijven in hetzelfde kleine gebied). Omdat de omvang van de populatie recht evenredig verband houdt met het beschikbare areaal aan vegetatie loopt de totale snoekstand sterk achteruit. Soms, als er nog wel sprake is van velden met submerse vegetatie, komen in de zomer nog volop jonge snoekjes voor. Wanneer deze vegetatie in het najaar afsterft is er echter nauwelijks rietvegetatie beschikbaar om deze snoekjes op te nemen en vallen ze vrijwel allemaal ten prooi aan kannibalisme.

## Bijlage 11

# Gesignaleerde problemen, ideeën over vereenvoudigingen en voorstellen voor verbeteringen van de concept-maatlatten

De maatlatten die zijn voorgesteld voor natuurlijke wateren (van der Molen, 2004a,b) hebben veel reacties opgeroepen. Afgezien van fouten en onduidelijkheden is er vooral kritiek op de (althans zo ervaren) complexiteit en de moeilijke toepasbaarheid voor eerder verzamelde gegevens. Ook tijdens het formuleren van afgeleide maatlatten deden zich problemen voor. De auteurs is gevraagd de afgeleide maatlatten voor de sterke veranderde wateren en kunstmatige wateren te vereenvoudigen waar dat mogelijk is. Dit heeft geleid tot een discussie over de aard van de maatlatten zelf.

Deze bijlage geeft een compilatie van deze discussie en kan gebruikt worden voor de verdere ontwikkeling van de maatlatten.

## 1 Fytoplankton

De deelmaatlatten voor fytoplankton vullen elkaar goed aan en werken op verschillende schalen van de menselijke beïnvloeding, maar vragen nogal wat inspanning omdat er aparte bemonsteringen nodig zijn en omdat de determinatiekennis hoog moet zijn.

In niet-natuurlijke wateren is de behoefte aan onderscheidend vermogen bij zeer geringe menselijke beïnvloeding minder. Bovendien werkt de deelmaatlat 'abundantie' (uitgedrukt in chlorofyl) ook bij geringe menselijke druk. Internationaal wordt vooralsnog niet met aparte soorten gewerkt maar met een niveau tussen de soorten en 'alle blauwalgen' (project Rebecca).

In de praktijk blijken de voorgestelde maatlatten juist minder veel tijd te kosten dan maatlatten waarbij eenvoudiger parameters worden nagestreefd.

### Deelmaatlat sialgen?

Een uitgangspunt voor de referenties en maatlatten van natuurlijke wateren was dat het meetprogramma voor een categorie wateren gelijk moest zijn. Kleine vennen en grote meren dienden dus een zelfde monitoringprogramma te hebben. Mede hierdoor zijn er voor de verplichte parameter 'soortensamenstelling fytoplankton' twee deelmaatlatten gemaakt, één voor sialgen en één voor bloeien. De deelmaatlatten vullen elkaar aan, want ze werken op verschillende schalen van de menselijke beïnvloeding (zie figuur). Daarnaast kunnen sialgen soms andere specifieke verstoringen indiceren dan eutrofiëring. Sialgen hebben hun waarde vooral bewezen voor relatief kleine wateren. Een nadeel is dat beide deelmaatlatten een aparte bemonstering vragen en bovendien is de determinatiekennis van sialgen nog niet overal op peil.

Bij sterk veranderde en kunstmatige wateren is de behoefte aan onderscheidend vermogen bij zeer geringe menselijke beïnvloeding wellicht minder. De deelmaatlat 'abundantie' (uitgedrukt in chlorofyl) werkt echter niet doorslaggevend bij geringe menselijke druk: een laag chlorofyl-gehalte is wel nodig voor een hoge kwaliteitsscore, maar een laag chlorofylgehalte kan ook bij een slechte kwaliteit optreden. Het lijkt er dus op dat de meerwaarde die de deelmaatlat sialgen heeft als positieve indicator nodig blijft, ook voor grote wateren, maar het nut en de noodzaak zou nader onderzocht kunnen worden.

Voor vennen is een optie om juist in plaats van bloeien alleen met sialgen te gebruiken.

Overigens: voor zover de schaarse historische gegevens een betrouwbaar beeld kunnen geven kwamen vroeger (i.h.a eerste helft vorige eeuw) ook in grotere wateren zeer kieskeurige sialgen voor in de (toenmaals veel uitgebreidere) litorale zones.

### Percentage blauwalgen toereikend?

De deelmaatlat 'soortensamenstelling fytoplankton' gaat naast sialgen uit van bloeien van verschillende soorten algen. Dat terwijl alleen de groep blauwalgen in de volksmond als een probleem wordt gezien. Waarom dan niet alleen een deelmaatlat met de hoeveelheid of het aandeel blauwalgen? Dat is toch eenvoudiger te meten?

Niet elke soort blauwalg indiceert een slechte toestand. Vroeger sprak J.P. Thijsse over een mooie blauwe waas over de randmeren, die er toen prachtig uit zagen. Ook nu is de toestand in bijvoorbeeld het Veluwemeer veelal goed en bestaan de algen voor driekwart uit blauwalgen. De problemen ontstaan vooral bij bepaalde soorten draadvormige blauwalgen. Internationaal wordt vooralsnog niet met aparte soorten

gewerkt maar met een niveau tussen de soorten en 'alle blauwalgen' (project Rebecca). Het verdient aanbeveling om deze ontwikkeling te volgen om te bepalen of het meerwerk voor de analyse tot op soortniveau opweegt tegen de betere beoordeling die je hierdoor krijgt.

### **Benodigde tijd bij gerichte groepen juist geringer !**

De voorgestelde maatlatten blijken in de praktijk niet zo veel tijd te kosten dan hierboven wordt verondersteld.

De groep van sieraalgen is voorgesteld als positieve indicator omdat hiervoor kan worden volstaan met één bemonstering per jaar en voor menig analist wordt het werk op het lab hierdoor veel leuker, denk ik [Bijkerk] Dit in tegenstelling tot het huidige voorschrift van RIZA voor zoete wateren dat ook grote problemen geeft met de afgrenzing naar beneden toe. Een citaat uit het laatste RIZA-werkvoorschrift: "De kleinste blauwwieren hebben een diameter van ongeveer 0,2 µm. Ze zijn in lugol monsters niet te onderscheiden van bacteriën en worden standaard niet geteld". Maar: "Kleine losse fytoplanktoncellen van 3+2 µm, die niet tot op geslacht te determineren zijn, worden ondergebracht in de groep 'Alg indet'". Bij 600x kan ik [Bijkerk] zonder echt te meten met mijn oculair micrometer verschil zien tussen ca. < 1,5 µm en > 1,5 µm, maar beneden 1,5 µm moet ik meten bij 1000x. Verder moeten de monsters vers geanalyseerd worden. Immers, de losse cellen van sommige uitelkaar gevallen blauwalgkolonies met afmetingen tussen 0,4 en 2 µm kunnen onder beide categorieën vallen.

Percentage blauwalgen klinkt goed, maar zadelt de analist op met veel rompslomp en is moeilijk reproduceerbaar te meten. Immers je moet niet alleen alle blauwalgen tellen (ook de blauwalgen die sommigen als detritusvlokje zien, anderen als bacteriekolonie en nog weer anderen als Alg indet), maar ook alle andere algen in het monster. Bovendien is er qua ecologische kwaliteit nogal wat verschil tussen 80% blauwalgen van de soort *Anabaena planctonica* in een 80% blauwalgen van de soort *Planktothrix agardhii* in augustus. En tenslotte, hoe neem je een representatief monster in een situatie met een drijfslag; twee dagen wachten tot de drijfslag weer verdwenen is? De voorgestelde negatieve maatlat werkt ook met twee bemonsteringen per jaar; bijvoorbeeld één in het voorjaar en één in de nazomer.

## **2 Macrofyten en fytoebenthos**

Er is wel gesteld dat de soortenmaatlatten te ingewikkeld zouden zijn; te lange lijsten van soorten met per soort ook variërende scores. Dat zou veel extra determinatiewerk kosten en veel extra veldwerk om zo veel mogelijk soorten te kunnen scoren. Uit de data-analyse kwam in ieder geval naar voren dat de huidige monitoringspraktijk in veel gevallen leidt tot een te lage waardering.

### **Vereenvoudiging van de soorten-maatlatten of integratie van meetgegevens?**

De deelmaatlatten voor soortensamenstelling macrofyten gaan ervan uit dat er een zo goed mogelijke steekproef van alle soorten in het waterlichaam wordt onderzocht. Dat betekent dat de een grotere monitoring-inspanning ook een hogere score op de maatlatten geeft. De meeste huidige monitorings-programmas schrijven voor dat er op een beperkte lengte van een waterloop alle soorten worden genoteerd. Zo'n methode levert weliswaar een goede eerste indruk, maar is onvoldoende om een kwaliteitsbeoordeling op te baseren. Deze vegetatiedata geven volgens de voorgestelde maatlatten systematisch een te lage score. Eén oplossing is het integreren van meerdere van zulke opnamen in hetzelfde waterlichaam, zoals in hoofdstuk 3 is gedaan.

Vereenvoudiging van de maatlatten (i.e. minder soorten) wordt ook wel bepleit maar dat kan alleen als er veel sterker onderscheid wordt gemaakt tussen goed en slecht scorende soorten. Dat is echter een onmogelijke opgave. Het onderscheid tussen goed en slecht scorende soorten is voor macrofyten niet te onderbouwen, omdat de soorten allemaal in zeker zin typerend zijn voor het watersysteem en de belangrijkste waardevermindering van een watersysteem juist zit in het verlies van de soortenrijkdom.

### **Abundantie van groeivormen: een gemakkelijke maat of een niets-zeggende maat?**

Uit de afleiding van de maatlatten voor R5 en R6 riviertypen blijkt dat de abundantie van waterplanten alleen in de praktijk vaak nauwelijks iets zegt. Als er teveel waterplanten komen dan worden ze weggemaaid tot een dichtheid die zelfs lager ligt dan in de natuurlijke referentie. Hier werken de beide

effecten van de ingreep, nutriënten-reallocatie dat de groei bevordert en maaien dat de abundantie verlaagt, elkaar tegen. Alleen als er helemaal geen waterplanten kunnen groeien of als de intensiteit van het maaien bijzonder hoog is, is er een kwaliteitsvermindering die kan worden gemeten. Is het dan wel nodig deze deelmaatlat te handhaven?

Het feit dat de deelmaatlaten voor abundantie tot op heden niet voorkomen in monitoringsprogramma's wordt gebruikt om juist te pleiten voor het schrappen ervan.

Maar als alleen naar de soortensamenstelling wordt gekeken, dan wordt voorbijgegaan aan een zekere basiskwaliteit die een significante waterbegroeiing geeft voor de stabiliteit van het systeem in termen als nutriënten-absorptie of -retentie en als habitat voor dieren. Er zou zelfs kunnen worden gesteld dat de abundantie maatlaten verreweg de belangrijkste zijn voor de kwaliteitsbeoordeling, juist omdat die een goede maat zijn voor de ontwikkeling van de habitats voor dieren.

De deelmaatlaten vullen elkaar echter aan: de beoordeling van de abundanties geven de basiswaarde aan en de soortensamenstelling geeft het verschil tussen ontoereikend of matig en goed als die basiswaarde aanwezig is. Een hoge rijkdom van soorten die allemaal nauwelijks voorkomen kan ook geen goede waarde indiceren.

### **Mogelijkheden om te vereenvoudigen die ook al werden benut voor de natuurlijke wateren**

In sommige gevallen kunnen de maatlaten eenvoudiger, of althans eenvoudiger worden gehanteerd. In veel van de watertypen zijn binnen de abundantie maatlat een of meerdere deelmaatlaten samengetrokken of vervallen omdat ze niets bijdroegen aan de beoordeling of omdat de relatie tussen de score en de kwaliteit onvoldoende was. Ook is voor een aantal deelmaatlaten een optimum aangegeven of is aangegeven dat ze niet mogen worden meegenomen als de waarde tenminste 0,6 (goed of zeer goed) is. Dat is met name bij de deelmaatlaten voor Kroos en Flab altijd het geval, maar dat principe kan nog worden uitgebreid. Te denken valt aan de submerse begroeiing in bijvoorbeeld de typen M12, M13 en M26.

### **Vergaande voorstellen in verband met huidige praktijk monitoring**

De monitoring die de voorgestelde maatlaten vergen is niet zo veel meer dan de huidige praktijk voorschrijft, maar geeft veel meer informatie.

Een van de voorstellen voor vereenvoudiging was het laten vervallen van de maatlat soortensamenstelling. Voor de oeverplanten kan daar wel argumentatie worden gevonden in bepaalde watertypen en daar wordt hieronder dan ook een voorstel voor gedaan; in de typen M12 en M13 bijvoorbeeld zijn de oeverplanten zeer belangrijke kwaliteitsselementen, bij M31 daarentegen is dit type planten al meteen buiten beschouwing gelaten.

Een aantal argumenten om de maatlat voor soortensamenstelling niet te laten vervallen zijn:

1. De soortensamenstelling van een waterlichaam is gemakkelijk te meten. Ondanks de 'lange' soortenlijst gaat het om een beperkt aantal soorten waterplanten die gemakkelijk herkenbaar en snel op te nemen is.
2. De soortensamenstelling lijkt ook voor de waterbeheerders een maat die ze goed kunnen zien, kunnen begrijpen en in de tijd kunnen volgen, en kan als zodanig ook inspirerend werken.
3. De soortensamenstelling waterplanten vult de bedekking submers aan tot een krachtige combinatie van deelmaatlaten.

Een belangrijk punt van aandacht is het bijstellen van de monitoringsvoorschriften. Een groot aantal van de berekeningen met momenteel beschikbare data scoort slecht omdat de gegevens slecht zijn verzameld. Dit is al veel langer bekend, maar er was nooit een dringende behoefte om dit beter te doen. Een belangrijk punt is dat de monitoring een goede representatie moet geven van de soortensamenstelling van het gehele waterlichaam en dat vereist iets meer tijd, hoewel niet eens zo heel veel, als nu gebruikelijk is.

### **Voorstel voor Meren-typen**

Dit voorstel geldt voor de meeste typen, maar niet voor de lijnvormige meren in verbindeing met een rivier, niet voor vennen en andere zwakgebufferde of zure meren, niet voor kalkrijke plassen en niet voor (zwak) brakke wateren. Blijven over de typen: M11, M14, M16, M20, M21, M25, M27 en M28

In de referentiebeschrijving en de concept-maatlatten zijn voor de macrofyten van deze watertypen als deelmaatlatten gehanteerd:

- Bedekking submerse vegetatie (ondergedoken waterplanten)
- Bedekking drijfblad-vegetatie (drijvende waterplanten)
- Soortensamenstelling waterplanten
- Bedekking oevervegetatie
- Soortensamenstelling oevervegetatie

#### *Voorgestelde aanpassingen aan de deelmaatlatten*

Voortschrijdend inzicht, in combinatie met de wens om waar mogelijk tot een vereenvoudiging van de maatlatten te komen, heeft geleid tot het volgende voorstel voor aanpassing / vereenvoudiging van de maatlatten. Voorgesteld wordt om voor de eerder genoemde watertypen de deelmaatlatten bedekking drijfblad-vegetatie en soortensamenstelling oevervegetatie te laten vervallen, zowel voor de referentiewateren als voor de sterk veranderde en kunstmatige wateren.

#### *Bedekking submerse vegetatie en drijfblad-vegetatie*

De deelmaatlat bedekking submerse vegetatie is van groot belang binnen de macrofytenmaatlat en is relatief gemakkelijk te bepalen. Samenvoegen van deze deelmaatlat met die voor de drijfblad-vegetatie is geen goede optie. Er zijn vele voorbeelden bekend van de hier bedoelde watertypen met een hoge drijfblad-bedekking en een ontbrekende of zeer lage submerse bedekking. In dergelijke situaties is meestal sprake van een voor waterplanten relatief slechte situatie. Verder geldt, dat voor de vissen-maatlat de bedekking van de submerse vegetatie heel belangrijk is, in tegenstelling tot de bedekking van de drijvende waterplanten. Ook ter wille van de vissen-maatlat is het derhalve niet gewenst om de submerse en drijvende waterplanten samen te voegen.

Het voorkomen van drijvende waterplanten is sterk afhankelijk van de waterdiepte, de strijklengte, de bodemsamenstelling en de leeftijd van een meer. Coops (2005) geeft inschattingen van de relaties van deze parameters met het voorkomen van drijvende waterplanten. In feite kunnen er voor de drijfblad-vegetatie in natuurlijke wateren verschillende referenties denkbaar zijn.

Coops (2005) noemt een voorbeeld van de complexiteit van het voorkomen van drijfbladvegetaties in natuurlijke meren in de Donau-delta (Roemenië), waar velden Gele plomp (*Nuphar lutea*) en Witte waterlelie (*Nyphaea alba*) bijna volledig zijn verbonden met plaatsen waar rietveen accumuleert en waar klei accumuleert nabij contactpunten met de rivier. Deze soorten ontbreken daar vrijwel op plaatsen met minerale bodems en op door afgestorven waterplanten gevormd veen. Bij de beschrijving van watertype M14 in van der Molen (2004b) is aan de gegevens van een aantal van dergelijke meren te zien, dat de EKR voor de drijfbladplanten varieert tussen 0 (slecht) en 1 (zeer goed), terwijl de submerse vegetatie consequent zeer goed scoort. Een voorbeeld van de invloed van leeftijd op het voorkomen van een drijfbladvegetatie is te zien in bijvoorbeeld het Veluwemeer en het Volkerakmeer: in deze jonge meren is nog geen kolonisatie van drijvende waterplanten opgetreden. In uiterwaardwateren jonger dan 30 jaar groeien nog nauwelijks Gele plomp en Witte waterlelie, terwijl het optimum van deze soorten pas in rond de 100 jaar oude plassen wordt bereikt (Coops 2005).

Om rekening te kunnen houden met de bovengenoemde mitsen en maren is voor deze wateren een meer complexe benadering nodig om aan te kunnen geven wat de te verwachten maximale bedekking is en welke maatlat daar verder bij hoort. Omdat de bedekking van de submerse vegetatie in combinatie met de soortensamenstelling van de waterplanten naar verwachting krachtige deelmaatten vormen voor de macrofyten-maatlat, kan de bedekking van de drijfblad-vegetatie vervallen.

#### *Soortensamenstelling waterplanten*

De deelmaatlat soortensamenstelling waterplanten -d.w.z. submerse én drijvende soorten - is een belangrijke aanvulling op de bedekking van de submerse vegetatie, en is eveneens vrij gemakkelijk te bepalen. Het toepassen van een combinatie van de beide deelmaatlatten voor de waterplanten voorkomt, dat wateren als goed worden beoordeeld als ze worden gedomineerd door één of enkele eutrafente soorten (b.v. Gedoornnd hoornblad *Ceratophyllum demersum*).

#### *Bedekking oevervegetatie*

De oevervegetatie is – naast z'n waarde als leefgebied voor moerasplanten en moerasfauna – een belangrijke factor voor deze watertypen door de 'zuiverende' werking van de oeverzone en door de functie als paai- en opgroeigebied voor vis. De bedekking aan oeverplanten – dat wil zeggen in elk geval in winter + voorjaar in het water staande vegetaties van Riet en andere moerasplanten – is daarmee direct (zuivering)

en indirect (via de samenstelling van de vis-populatie) van invloed op de kwaliteit van het watersysteem. Deze deelmaatlat is daarom een belangrijk onderdeel van de macrofyten-maatlat.

#### *Soortensamenstelling oeverplanten*

De deelmaatlaten bedekking submers, soortensamenstelling waterplanten en bedekking oevervegetatie zeggen direct of, in het geval van de oevervegetatie, indirect iets over de toestand van het watersysteem. In het geval van de soortensamenstelling oeverplanten is dat onduidelijk. Goede gegevens hierover ontbreken (vrijwel) geheel. Van de wel beschikbare gegevens is het twijfelachtig of de aangetroffen soorten niet vooral op de oever groeien in plaats van in de moerassige waterriet-zone. De meeste soorten van deze deelmaatlat zijn algemeen en weinig kritisch, waardoor het onderscheidende vermogen ervan mogelijk niet erg groot is. Omdat de bijdrage van de soortensamenstelling oeverplanten aan de macrofyten-maatlat naar verwachting gering is, kan deze deelmaatlat vervallen. Zodra een goede set aan gegevens beschikbaar is, kan worden bekeken of toevoeging als deelmaatlat zinvol is.

#### **Bedekking oevervegetatie en areaal begroeibaar areaal**

De deelmaat 'abundantie oevervegetatie' is in feite is opgebouwd uit twee onderdelen, te weten begroeibaar areaal en bedekking binnen dat areaal. Uit de beschrijving is duidelijk op te maken, dat het begroeibaar areaal sterk verandert door hydro-morfologische ingrepen, in tegenstelling tot de bedekking van emergente waterplanten, die naar verwachting veel minder zal veranderen. Voor de aangepaste maatlat is evenwel de systematiek van de referentie-maatlat gevolgd.

Het zou veel aantrekkelijker zijn om deze deelmaatlat geheel te baseren op de omvang van het begroeibaar areaal. Dat maakt deze deelmaatlat veel eenvoudiger en maakt ook de monitoring gemakkelijker. Om alleen te werken met het begroeibaar areaal zou wel de referentiemaatlat moeten worden aangepast. Met de maatlat wordt dan beoordeeld welk deel van het begroeibaar areaal daadwerkelijk is begroeid.

Het is dan wel noodzakelijk om aan te geven wanneer sprake is van begroeiing, dat wil zeggen: bij welke dichtheid aan helofyten wordt gesproken van een oeverbegroeiing. Als regel kan dan gelden: vrij dichte – dichte helofytenbegroeiing is begroeid areaal, ijle helofytenbegroeiing is geen begroeid areaal. Vooralsnog wordt uitgegaan van een bedekking van 50% helofyten als ondergrens voor begroeid areaal. Dit moet nog nader worden bekeken: voor Snoek zijn er wat gegevens over gunstige dichtheid aan riet, uitgedrukt in stengeldichtheid / m<sup>2</sup>. Het zou mooi zijn om de monitoring zo uit te voeren, dat in het veld direct duidelijk is of sprake is van een ijle dan wel dichte vegetatie.

Voor de vispopulatie is vooral de ijlere oevervegetatie van belang en veel minder de dichte vegetatie. Om die reden is het belangrijk om in monitoring van oevervegetatie niet alleen de (vrij) dichte vegetatie te karteren, maar ook de ijle vegetatie.

Voor de monitoring van de bedekking oevervegetatie kan dan worden uitgegaan van de volgende werkwijze:

1. Karteer de zone met vrij dichte – dichte helofytenbegroeiing (> 50% bedekking)
2. Karteer de zone met ijle helofytenbegroeiing (< 50% bedekking).
3. Alleen de helofytenbegroeiing in het water en op 'zomers droogvallende oeverdelen karteren!

De dichte begroeiing geldt dan als behorende tot de oevervegetatie (O-deelmaatlat) en de ijle begroeiing tot de emergente vegetatie (E-deelmaatlat).

#### **Elkaar compenserende deelmaatlaten of een te lage ambitie?**

De oevervegetatie van meren met omgekeerd / vast peilbeheer voldoet waarschijnlijk behoorlijk snel aan een GEP, omdat de MEP-eisen laag zijn; in feite de beschrijving van de huidige toestand waarbij oevervegetatie nauwelijks voorkomt, maar wel in een hoge dichtheid binnen het begroeide areaal. Het lijkt er op, dat dat deels ook voor de vissen gaat gelden: geen oevervegetatie, dan ook geen Snoek e.d. Als de oevervegetatie vrij gemakkelijk aan het GEP voldoet, zou dat betekenen, dat de beide andere macrofyten-deelmaatlaten (soortensamenstelling waterplanten en bedekking submers) een minder hoog

EKR hoeven te scoren, om als gezamenlijke macrofyten-maatlat toch 'goed' te scoren. Daarbij blijkt de fyto-benthos-score meestal ook vrij hoog te zijn en ook dat geeft flink compensatie in het gemiddelde. Wellicht moet er in zo'n geval, waarbij het GEP heel gemakkelijk is te halen, toch worden besloten om bepaalde deelmaatlaten niet mee te laten wegen.

Aan de andere kant: er is hier niet naar mitigerende maatregelen gekeken. In situaties waar nu een harde oever ligt waar van nature een geleidelijke overgang was en het water niet al te groot is, dan is moeilijk hard te maken dat daar geen natuurlijk profiel kan worden aangelegd als mitigerende maatregel. Het MEP is dan een stuk ambiteuzer. Het MEP dat hier is gemaakt is in veel gevallen een minimaal MEP, zonder rekening te houden met uitgebreide mitigerende maatregelen.

### Ongelijke klassengrenzen

De klassengrenzen voor score van de soortensamenstelling van macrofyten variëren nogal per watertype. De grens tussen matig en goed (EKR = 0,6) varieert bij waterplanten tussen 15 en 30% bij de meeste watertypen, terwijl deze bij de watertypen M30, M31 en R14-18 abusievelijk op 60% ligt (hier is geen rekening gehouden met het verschil tussen maximum score en realistische hoogste score, meestal in de orde grootte van een factor 2). Bij oeverplanten is de variatie nog veel groter.

De argumentatie voor deze variatie in klassengrenzen kan waarschijnlijk wel valide blijken, maar voor het afleiden van maatlaten voor kunstmatige wateren, waarbij gerefereerd kan worden aan meerdere natuurlijke typen kan deze variatie tot grote verwarring leiden doordat de berekeningsresultaten kunnen variëren afhankelijk van het gekozen meest natuurlijke type zonder dat dat kan worden verklaard.

## 3 Macrofauna

De kalibratie van de maatlaten blijkt voor verbetering vatbaar, bijvoorbeeld bij de R-typen. Een belangrijk aandachtspunt bij het uitvoeren van een kalibratie is dat gewerkt wordt met zorgvuldig taxonomisch en qua codering afgestemde soortenlijsten. In tegenstelling tot wat vaak gedacht wordt, heeft een dergelijke afstemming een grote invloed op de uitkomsten. Als voorbeeld: bij het opstellen van deze MEP/GEP's voor R5 en R6 zijn voor 74 monsters de maatlaten berekend vóór én na taxonomische afstemming. Bij slechts 60 procent (45 monsters) van de monsters bleek de uitkomst overeen te komen!

Correctie van de indicatorsoortenlijsten blijkt nodig te zijn:

- taxonomisch moeten de complete lijsten een keer gescreend worden. Daarbij moet gelet worden op het door elkaar gebruik van synoniemen en juiste namen.
- In zijn algemeenheid moeten de lijsten gescreend worden op het gebruikte taxonomische niveau: gebruik van soortniveau, genus of soortengroep/aggregaat. Nu worden de verschillende niveaus voor dezelfde taxa vaak naast elkaar opgevoerd (bijv. naast elkaar gebruik van groepen en aggregaten bij *Microtendipes chloris* agg. en *M. gr. chloris*). Daarbij is het zinnig om rekening te houden met het mogelijke en/of gebruikelijke determinatieniveau. Het heeft geen zin om soorten op te voeren die niet herkend kunnen worden. Oligochaeta leveren hier bijvoorbeeld een probleem op, ten dele omdat ze vaak maar tot op familie worden gedetermineerd, ten dele omdat meestal slechts een klein percentage van de gevonden exemplaren tot op soort kan worden gedetermineerd (de rest tot op familie of genus). Soms komen binnen hetzelfde type taxa van een ander taxonomisch niveau twee keer voor. Bijvoorbeeld *Micropsectra* sp. als dominant positief en *Micropsectra atrofasciata* als kenmerkend voor R5.
- de lijsten moeten worden gescreend op consistentie tussen (sterk gelijkende) typen onderling (vergelijk bijv. R5 en R6). Dit is een heel belangrijk punt, omdat de toedeling van een beek aan een type, regelmatig voor discussie vatbaar is. Als hetzelfde monster als R5 of als R6 wordt beoordeeld, mag er niet iets heel anders uitkomen! Daarom mogen de indicatorsoortenlijsten voor R5 en R6 bijvoorbeeld alléén verschillen, als dit verschil ook realistisch is. Bij de vergelijking van de indicatorlijsten tussen de typen moet gelet worden op:
  - wel of niet dezelfde indicatoren (bijv. *Potamopyrgus antipodarum* kenmerkend bij R6, dominant negatief bij R5);
  - op het taxonomisch niveau, bij voorkeur hetzelfde (*Eukiefferiella claripennis* agg. én *Eukiefferiella claripennis* bij R5 en *Eukiefferiella claripennis* agg. bij R6)
- verdere aanvulling van de indicatorlijsten zou kunnen gebeuren op basis van een (taxonomisch afgestemde) ijkdataset.

- Binnen één watertype komen soms indicatorsoorten dubbel voor (bijv. bij kenmerkend en bij dominant positief). Dat is onjuist, een soort mag maar in één keer voorkomen. Hier moet een keuze worden gemaakt waar de soort wordt opgevoerd.

De deelmaatlaten "dominant negatief" en "dominant positief/kenmerkend" worden nu berekend met ruwe, echte abundanties. Het is noodzakelijk voor een betrouwbare en robuuste werking van de maatlaten dat gebruik wordt gemaakt van abundantieklassen (getransformeerde abundanties). Bijvoorbeeld door het incidenteel massaal optreden van één soort kan de uitkomst sterk worden beïnvloed, terwijl er geen ecologische relevantie bestaat voor een ander oordeel. Het is nu eenmaal bekend dat sterke populatiefluctuaties een normaal verschijnsel zijn. Let wel, de invloed van deze ene soort in het voorbeeld werkt door in beide deelmaatlaten, ongeacht of het een indicatorsoort betreft!

Er zijn verschillen geconstateerd in de groeidocumenten en beschikbare digitale bestanden. Een afstemmingslag wordt aanbevolen.

Er zijn problemen geconstateerd met de scoreberekening.

- Niet alle scores blijken te kunnen voorkomen in de R-typen, door het werken in de deelmaatlaten met discrete scores in stappen van 0,1 of 0,2 of doordat altijd een minimale score van 0,1 wordt behaald. Scores lager dan 0,3 komen niet voor en treedt de score 0,9 vrijwel nooit op.
- De eindscore blijkt te grof om de hier gebruikte methodiek van het afleiden van MEP/GEP's probleemloos te kunnen toepassen. Dit heeft te maken met het feit dat de eindscore wordt uitgedrukt in stappen van 0,1 en met het ontbreken van de lage scores (0,1 en 0,2). De stappen zijn hierdoor te groot (als je van de MEP de GEP wilt afleiden, moet je gelijk 0,1 stap naar beneden, dat bleek in sommige gevallen te veel). Het is wenselijk om te onderzoeken of het mogelijk is de score in een continu getal uit te drukken (en dus ook de eindscore) en de indeling in de ecologische status door middel van grenzen vast te stellen. Aandachtspunt daarbij is dat het systeem robuust moet blijven (een mogelijk voordeel van de huidige discrete scores).

Er is behoefte aan een korte en overzichtelijke gebruikershandleiding voor het berekenen van de maatlaten. Hierin dient de te volgen systematiek bij het toetsen inzichtelijk te worden behandeld. Er dient nadrukkelijk aandacht te zijn voor eventuele voorbereidingen (taxonomische afstemming, determinatieniveau) en beperkingen en betrouwbaarheid (bijv. waaraan moeten de soortenlijsten voldoen zoals het minimaal aantal soorten).

De scoretoekenning in de deelmaatlaten bij sommige watertypen (o.a. M14, M20 en M27) is zodanig dat de schaalverdeling van de maatlat niet goed wordt benut (zie paragraaf 4.1.4.2 van de hoofdtekst). De eindscores 0,5 en 0,7 en 0,9 komen niet of weinig voor. Dit is aanleiding geweest om een verbeterde maatlat te maken. Er is een aanpassing en verfijning toegepast naar een meer glijdende verdeling, om een goede afleiding van het MEP mogelijk te maken. Bij de deelmaatlaten DP+KM% (aantallen) is een uitkomst van 5 – 50% verdeeld over een score van 0,1 (tot 25%) en 0,2 (tot 50%) in plaats van alles tot 50% toekennen aan score 0,1 (zie tabel 4.4). Bij de deelmaatlat KM% (taxa) is een herbegrenzing toegepast met invoeging van score 0,2.

### **Voorstel voor aanpassingen van de concept KRW-maatlat voor macrofauna**

R.Knoben, R.Buskens, 6 juli 2005.

N.B. Reeds toegepast bij de kanalen (Knoben et al. in prep).

#### **Knelpunten**

- discrete schaal met scores, die bij kleine wijzigingen in soortensamenstelling soms leidt tot een grote sprong in score en daarmee klasseverschil.
- geen duidelijke EKR tussen 0 en 1 en daarmee afwijkend van andere biologische kwaliteitselementen
- discussie over determinatieniveau voor sommige groepen
- artefacten die ontstaat bij geautomatiseerde beoordeling als taxa niet exact overeenstemmen
- zwakke relatie met buitenlandse indicatoren (metrics)
- omgang met exoten



**Uitgangspunten**

De filosofie achter de 3 parameters die de maatlat vormen blijft gehandhaafd. Volgens KRW voorschrift moet ten minste aan bod komen: de soortensamenstelling, gevoelige soorten en abundantie.

Ook internationaal wordt aanbevolen meerdere indicatoren (metrics) te gebruiken.

**%KM:** het percentage kenmerkende taxa weerspiegelt de goede kant van de maatlat en drukt de mate van overeenkomst met het watertype uit. De indicatorsoortenlijst is specifiek voor elk type vastgesteld en betreft alleen werkelijke soorten (species).

Bij toenemende degradatie van het type neemt %KM af. Verschillen tussen typen komen op twee manieren tot uitdrukking: in de indicatorsoortenlijst en in het maximum ten opzichte waarvan %KM berekend wordt (%KS).

Aanpassing van dit maximum biedt ruimte voor afleidingen van het MEP bij bepaalde ingrepen die het specifieke karakter van een type aantasten en voor regionale differentiatie of subtypering, zonder dat de indicatorsoortenlijst hoeft te worden aangepast. Bijvoorbeeld in gebieden met gering verval zal de referentiegemeenschap uit minder rheofielen bestaan. Ook dominantie van exoten zou hiermee verdisconteerd kunnen worden. (Mogelijke finetuning: %KM ten opzichte van alle echte soorten in een monster of op niveau van taxa).

**%DN (abundantie):** de relatieve abundantie van dominant negatieve soorten is bedoeld voor de slechte kant van de maatlat. Deze heeft een ander karakter dan de %KM.

Bij toenemende degradatie worden verschillen tussen watertypen steeds minder zichtbaar (cf. omgekeerde pyramide Verdonschot). Een gering aantal soorten gaat in relatief grote aantal individuen de gemeenschap bepalen. Om verschillen in monstergrootte als gevolg van de semikwantitatieve netmethode te neutraliseren is gekozen voor het relatieve aandeel. Voor deze parameter is het niet strikt noodzakelijk om het soortniveau te handhaven voor alle groepen. Ook zijn typeverschillen minder van belang en hoeft daar geen rekening mee gehouden te worden (anders dan in indicatorsoorten).

Omdat de ontwikkeling van deze parameter een soort exponentieel karakter heeft en de maatlat bij voorkeur lineair moet zijn, stellen we voor om de abundanties daarvoor te corrigeren door de abundantie bv in klassen volgens Preston of vd Hammen te berekenen (in lijn met Duitsland).

**%(DP+KM) (abundantie):** deze parameter biedt een aanvulling op de kenmerkende soorten voor een type aan de goede kant van de maatlat. Het betreft soorten die in hoge aantallen kunnen voorkomen, die in tegenstelling tot de dominant negatieve niet op een verstoring duiden, maar bij juist het karakter van het watertype horen. Ook hier is het voorstel om de relatieve abundantie te vervangen door abundantieklassen. De positie van deze parameter op de schaal van slecht naar goed is minder duidelijk. Wellicht moet hier een weging (onderwaardering) ten opzichte van de beide andere parameters aangebracht worden. Voorlopig voorstel is 2:2:1.

**Het voorstel voor de maatlat:**

De 3 genoemde parameters zijn continu van karakter, het betreft immers percentages, en het ligt daarom voor de hand om dit continue karakter te behouden en niet de tussenstap van scores te gebruiken.

De maatlat kan bestaan uit de (gewogen) middeling:

$$EKR = \{ 200 * (\min(\%KM/\text{MaxKM}, 1)) + 2 * (100 - \%DN) + 1 * \% (DP+KM) \} / 500.$$

KMmax weerspiegelt een percentage kenmerkende soorten waarboven de maximale score wordt toegekend; de verhouding  $\%KM/\text{KMmax}$  moet worden 'afgetopt' op 1 om te voorkomen dat eindscores boven 1 kunnen worden bereikt.

Bij de calibratie en validatie van dit nieuwe voorstel dient er naar gestreefd te worden om de grenzen ZGET/GET en GET/Matig vergelijkbaar met de andere elementen op resp. 0,8 en 0,6 te leggen.

**4 Vissen****R-typen**

De maatlaten voor de natuurlijke wateren zijn opgebouwd uit acht deelmaatlaten. Deze deelmaatlaten beoordelen verschillende onderdelen van de visstand in stromende wateren voor zowel soortensamenstelling als abundantie. Vanwege de beschikbaarheid van de FAME-database en door

voortschrijdend inzicht is voor de maatlatten voor sterk veranderde R-typen een andere opzet gekozen. Voor sterk veranderde wateren worden minder vissoorten als kenmerkend onderscheiden dan voor natuurlijke wateren. Daarom is besloten voor soortensamenstelling slechts één deelmaatlat op te nemen; het aantal kenmerkende soorten. Daarnaast maakte de Europese FAME-database het mogelijk om voor abundantie af te stappen van de methode met de typekenmerkende soorten. Dit heeft geleid tot een aanzienlijke vereenvoudiging van de maatlatten. Daarentegen hebben de analyses op de database voor de sterk veranderde wateren wel geleid tot enkele andere deelmaatlatten voor abundantie en één meer dan voor de natuurlijke wateren.

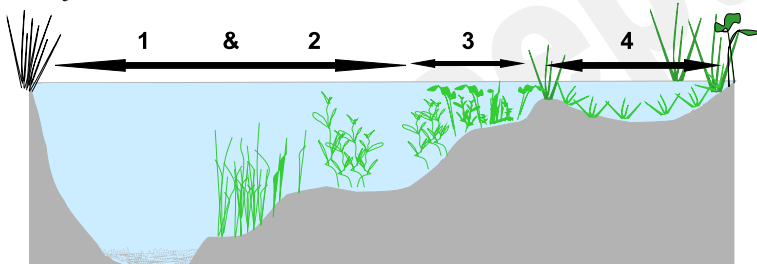
De resultaten van een kalibratie en validatie van de maatlatten voor de sterk veranderde wateren lijken aan te tonen dat de maatlatten voor R6 met kanalisatie en verstuwning vereenvoudigd en tegelijk verbeterd kunnen worden. Als de deelmaatlatten Aandeel limnofielen en Aandeel migrerende soorten worden verwijderd uit de maatlat en de weging wordt aangepast wordt de voorspellende waarde verhoogd (Beers et al., in prep.). Aanbevolen wordt om in een vervolgstudie na te gaan of een dergelijke vereenvoudiging ook op de maatlatten voor R5 toegepast kan worden.

### zoete M-typen

De maatlatten voor de vis van de zoete M-typen bestaan uit 5 indicatoren die complementair zijn. Zoals onderstaande figuur laat zien beoordelen de “abundantie-indicatoren” ieder de kwaliteit van een deel van het watersysteem:

1. het aandeel brasem indiceert de plantenrijkdom van het open water,
2. het aandeel baars + blankvoorn in % van alle eurytopen is van eveneens kenmerkend voor de kwaliteit van het open water, met name voor helderheid (en plantenrijkdom),
3. het aandeel plantminnende vis indiceert de aanwezigheid van emergente vegetatie die als paai- en winterhabitat dient,
4. het aandeel zuurstoftoleranten is indicatief voor de aanwezigheid van productieve, verlandende of moerassige zones.

De vijfde indicator, het aantal soorten, is indicatief voor de diversiteit van het systeem als geheel.



Zoals bovenstaande al laat zien zijn alle vijf indicatoren nodig om een goed beeld te krijgen van de visstand van een meer als geheel. De eerste twee indicatoren zijn echter indicatief voor hetzelfde deel van het watersysteem, het open water. Mogelijk dat deze kunnen worden vereenvoudigd naar één indicator, dit zal tijdens de validatie van de maatlatten moeten worden onderzocht. Overige vereenvoudigingen liggen gezien de complementariteit van de indicatoren niet meteen voor de hand, eventueel kan worden gedacht aan het laten vallen van de indicatoren voor plantenrijke oevers en verlandingszones in het geval van sterk beschoeiende wateren of grote meren zonder peilfluctuatie. In die gevallen is het aandeel oevervegetatie dermate gering dat het effect op de visstand van het water als geheel verwaarloosbaar is. De abundantie van plantminnende en zuurstoftolerante vissen is dan eveneens verwaarloosbaar, de kwaliteit van het open water kan worden beoordeeld door de overige drie indicatoren.

### brakke M-typen

Voor de brakke M-typen bestaan de maatlatten eveneens uit indicatoren die telkens kenmerken van delen van het watersysteem weerspiegelen. In dit geval zijn vooral de verbinding met zoet en zout bepalend. Zoals ook in de uitwerking is aangegeven kan de maatlat worden vereenvoudigd door alleen de indicatoren te beschouwen die in een specifieke situatie relevant zijn. Indien er geen verbinding is met de zee komen de indicatoren “aandeel marien juvenielen” en “aandeel marien seizoensgasten” te vervallen. Voor de verbinding met zoet geldt hetzelfde, de indicatoren voor de zoetwatersoorten vervallen wanneer het water geïsoleerd is en te brak is voor deze soorten om in te paaien. De moeilijkheid hierbij is echter dat de tolerantiegrenzen voor de soorten niet precies bekend zijn en dat wisselingen in zoutgehalte in tijd en

ruimte kunnen optreden. Een chloridegehalte van circa 1000 mg/l kan worden aangehouden als een indicatie van de grens waarboven in een geïsoleerd brak water geen zichzelf reproducerende populaties zoetwatervissen meer verwacht worden.

#### **Alternatieve bemonsteringsmethode voor vissen in diepe plassen**

In Nederland wordt gebruik gemaakt van de bemonsteringsmethoden die zijn beschreven in het handboek visstandbemonstering en -beoordeling (STOWA, 2003). Voor ondiepe wateren voldoen deze methoden goed, voor de diepe wateren zoals gezegd niet. Een mogelijk alternatief is het gebruik van kieuwnetten, hiermee kan een gestratificeerde bemonstering (van ondiepe en diepe delen) worden uitgevoerd. In de (meestal diepe) Scandinavische meren wordt deze methode reeds standaard toegepast.

In Europees verband (CEN) is er een norm ontwikkeld voor visstandbemonstering met kieuwnetten (Water quality - Sampling of fish with gillnets - NEN EN 14757). Nederland heeft een negatieve stem uitgebracht op deze norm. Als reden wordt genoemd dat in ons land visstandbemonstering met kieuwnetten zelden tot nooit wordt toegepast in verband met wetgeving op het gebied van dierenwelzijn. Bij het gebruik van kieuwnetten sterft een groot deel van de vis, vooral in de zomer. Gezien de problemen met de bemonstering van diepe wateren moet deze methode voor diepe wateren misschien worden heroverwogen.

Binnen de expertgroep heeft men met het oog op de hoge sterfte wel enige moeite met de kieuwnetmethode, waarbij onderkend wordt dat andere methoden ook substantiële sterfte veroorzaken. De volgende insteek wordt door alle leden gedragen:

- 1: zoeken naar beschikbare en bruikbare gegevens van kieuwnetbemonsteringen uit bijvoorbeeld het buitenland om maatlat mee te valideren,
- 2: daarna eventueel bemonsteren, bij voorkeur met het doel om andere methoden mee te ijken.

## **5 Exoten**

Een punt van discussie blijft nog steeds de vraag of exoten een rol kunnen spelen in de maatlaten. Het sterkst speelt dit probleem bij macrofauna in rivieren, maar vaak in mindere mate ook bij de kwaliteitselementen macrofyten en vissen.

Bij de natuurlijke referentie is het logisch om recente invasieve soorten in iedere geval uit te sluiten in de beoordeling of zelfs negatief te bestempelen, maar bij afgeleide maatlaten ligt dat misschien anders. Een weloverwogen behandeling moet nog worden gemaakt.