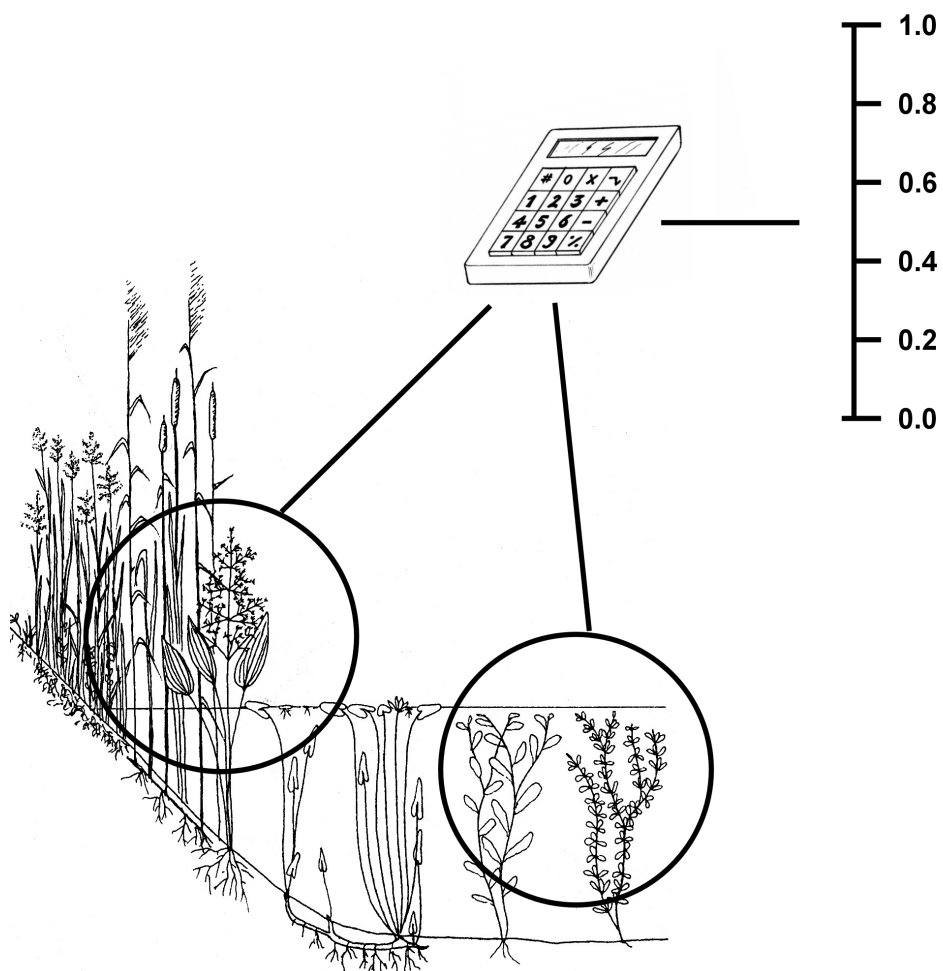


Herziene maatlatten voor de beoordeling van macrofyten voor de KRW



Herziene maatlatten voor de beoordeling van macrofyten voor de KRW

Colofon

auteur: Drs. R. Pot
datum: 1 oktober 2012
productie: Roelf Pot
Pandijk 2
7861 TE Oosterhesselen
telefoon: 0524 - 581901
e-mail: roelfpot@wxs.nl
internet: www.roelfpot.nl

in opdracht van: Rijkswaterstaat, Waterdienst.

referentie: Pot, R. 2012: Herziene maatlatten voor de beoordeling van macrofyten voor de KRW; Roelf Pot, Oosterhesselen

status: definitief; met enige detail-aanpassingen na implementatie in de maatlatdocumenten, zoals aangegeven met voetnoten

Kopiëren van dit rapport of enig deel daaruit, anders dan voor eigen gebruik of als citaat in een andere publicatie, is niet toegestaan zonder schriftelijk toestemming van de auteur en/of de opdrachtgever.

Inhoud

| | |
|---|----|
| Samenvatting | 5 |
| Deel I. Analyse en oplossingen | 7 |
| 1 Deelmaatlat abundantie | 8 |
| 1.1 Vastgestelde problemen | 8 |
| 1.2 Conservatief aanpassen | 9 |
| 1.3 Begroeibaar areaal submers | 9 |
| 1.4 Begroeibaar areaal emers, drijfblad | 12 |
| 1.5 Begroeibaar areaal flab en kroos | 15 |
| 1.6 Definitie van de oeverbegroeiing | 16 |
| 1.7 Begroeibaar areaal oever | 19 |
| 1.8 Rekenen met bedekking of met areaal? | 22 |
| 1.9 Monitoring en berekening van de deelmaatlat oever | 23 |
| 1.10 Overige aanpassingen in de maatlatgrenzen | 27 |
| 1.11 Monitoring loskoppelen van vaststelling begroeibaar areaal | 27 |
| 1.12 Eindoordeel van de deelmaatlat | 28 |
| 2 Deelmaatlat soortensamenstelling | 29 |
| 2.1 Vastgestelde problemen | 29 |
| 2.2 Oplossingen | 31 |
| 2.3 Negatieve scores | 32 |
| 2.4 Gebalanceerde scores | 33 |
| 2.5 Aantal soorten | 36 |
| 2.6 Aggregatie en diversiteit | 38 |
| 2.7 Optimalisatie | 39 |
| 2.8 Validatie | 40 |
| 2.9 Intercalibratie | 41 |
| Deel II. Verbeterde maatlat | 43 |
| 1 Deelmaatlat abundantie | 44 |
| 1.1 Definitie van de groeivormen | 44 |
| 1.2 Begroeibaar areaal | 45 |
| 1.3 Toetsing | 46 |
| 1.4 Uitwerking Submers | 47 |
| 1.5 Uitwerking Emers en Drijfblad | 48 |
| 1.6 Uitwerking Flab en Kroos | 49 |
| 1.7 Uitwerking Oeverbegroeiing | 49 |
| 1.8 Gezamenlijk toetsen van meerdere groeivormen en lagen | 52 |
| 1.9 Middelen van de oordelen per groeivormen met weging | 53 |
| 2 Deelmaatlat soortensamenstelling | 54 |
| 2.1 Karakteristieke soorten | 54 |
| 2.2 Standaard voor de abundantie per soort | 54 |
| 2.3 Toetsing | 55 |
| 3 Aggregatie | 56 |
| 3.1 Algemeen | 56 |
| 3.2 Integrale data | 56 |
| 3.3 Transecten dwars op de oever | 57 |
| 3.4 Random bemonstering met puntopnamen | 58 |
| 4 Implicaties voor de monitoring | 59 |
| 4.1 Inventarisatie of steekproeven | 59 |

| | | |
|---------------------------------------|---|-----|
| 4.2 | Begroeibaar areaal | 60 |
| 4.3 | Meetpunten | 61 |
| 4.4 | Proefvlakken | 62 |
| 4.5 | Representativiteit en weging | 64 |
| 4.6 | Data | 65 |
| 5 | Berekening | 67 |
| 5.1 | Vorbewerking van data | 67 |
| 5.2 | Berekening | 67 |
| 5.3 | Waterlichaamdekkende opnamen (kleine meren) | 68 |
| 5.4 | Transecten (meren) | 69 |
| 5.5 | Verspreide opnamen (grote meren) | 71 |
| 5.6 | Lijnvormige waterlichamen | 71 |
| Deel III. Discussie en verantwoording | | 75 |
| 1 | Overzicht van de aanpassingen | 76 |
| 2 | Discussie | 78 |
| 2.1 | Doelen van de verbetering gehaald | 78 |
| 2.2 | Validatie en uitbreiding overige typen en kunstmatige typen | 78 |
| 2.3 | Eventuele verdere aanpassing | 78 |
| 2.4 | Consequenties van de aanpassingen voor MEP en GEP | 79 |
| 2.5 | Afgeleide maatlatten, MEP en GEP | 79 |
| 2.6 | Aggregatie van ongelijksoortige waterlichamen | 80 |
| 2.7 | Dataverwerking | 80 |
| 3 | Referenties | 82 |
| 4 | Dankwoord | 84 |
| Bijlagen | | |
| 1 | Soorten en groeivormen | 86 |
| 2 | Herziene soort-categorisering voor M-typen | 88 |
| 3 | Herziene soort-categorisering voor R-typen | 93 |
| 4 | Maatlatgrenzen abundantie M-typen | 100 |
| 5 | Maatlatgrenzen abundantie R-typen | 103 |
| 6 | Maatlat soortensamenstelling M-typen | 106 |
| 7 | Maatlat soortensamenstelling R-typen | 110 |
| 8 | Internationale afstemming | 114 |

Samenvatting

In de evaluatie van de KRW-maatlatten in 2010 werd geconcludeerd dat de beoordeling van de macrofyten niet goed voldoet. De belangrijkste oorzaken daarvan zijn de sterke afhankelijkheid van de monitoringsinspanning op de deelmaatlat soortensamenstelling en de onduidelijkheden over het werken met begroeibare arealen. In deze studie zijn de oorzaken van de problemen in detail onderzocht en zijn voorstellen voor verbetering ontwikkeld en getoetst. De basisprincipes van de methode van beoordelen worden niet veranderd. De beoordeling van de 'overige waterflora' blijft bestaan uit drie maatlatten die alle even zwaar tellen: abundantie groeivormen, soortensamenstelling macrofyten, fytobenthos. De laatste wordt hier niet behandeld.

De veranderingen die de meeste gevolgen hebben voor de resultaten zijn:

- ▶ abundantie groeivorm oever: de beoordeling van de breedte en van de lengte van de oevervegetatie wordt afzonderlijke gemeten en beoordeeld;
- ▶ abundantie groeivorm submers in diepe meren: de beoordeling wordt gebaseerd op maximum diepte van begroeiing in plaats van percentage bedekking;
- ▶ soortensamenstelling: de scores per soort zijn geheel herzien, onder andere met negatieve scores, en een hoog soortenaantal leidt niet meer automatisch tot een hoge score;
- ▶ aggregatie van waarnemingen vóór beoordeling wordt geminimaliseerd: beoordeling vindt in principe per meetpunt plaats, waarna de beoordelingen over een waterlichaam worden geaggregeerd;
- ▶ internationale afstemming heeft geleid tot verschuiving van de maatlatgrenzen.

De belangrijkste effecten hiervan zijn:

- ▶ het effect van monitoringinspanning op de score is geminimaliseerd;
- ▶ ruimtelijke variatie speelt een minder prominente rol in de beoordeling;
- ▶ er is meer duidelijkheid over wat met begroeibaar areaal wordt bedoeld;
- ▶ de beoordeling van oeverbegroeiing van meren komt meer overeen met beoordeling van de vissenmaatlat;
- ▶ er is internationale afstemming bereikt;
- ▶ er is een lichte toename van monitoringsbehoefte in meren (abundantie oeverbegroeiing en groeivormen drijfblad en emers langs de oever);
- ▶ er is een afname van monitoringsbehoefte in sterk veranderde wateren die weinig ruimtelijke variantie hebben;
- ▶ de dwingende voorschriften voor aantal meetpunten en strata vervallen.

De herziening is nog niet helemaal afgerond met dit rapport. Voor een aantal watertypen waarvoor geen internationale afstemming heeft plaatsgevonden zijn de klassengrenzen weliswaar naar analogie van de wél afgestemde typen ingevuld, maar deze zijn betrekkelijk onzeker en moeten nog worden gevalideerd. Het betreft met name de typen M12, M30, M31, R7, R8 en R16. De effecten van een aantal wijzigingen in de beoordeling van de abundantie van groeivormen moet ook nog worden gevalideerd.

De kleinere watertypen en de defaults voor de kunstmatige watertypen moeten om dezelfde reden nog verder worden ingevuld.

Deel I. Analyse en oplossingen

Een consortium van Arcadis, Royal Haskoning en Deltares heeft in 2010 op basis van een uitgebreide enquête en interviews een evaluatie uitgevoerd van de bruikbaarheid van de KRW-maatlatten (Van der Molen & Pot, 2007; Evers & Knoben, 2007). Dit heeft geleid tot een omvangrijke lijst van voorstellen voor verbetering van de maatlatten (Hojtink *et al.*, 2010).

Het evaluatierapport bevat slechts in beperkte mate een oordeel over het belang en de urgentie van de verschillende verbetervoorstellen. Omdat tijd en middelen de komende jaren beperkt zijn, heeft de RWS Waterdienst het consortium verzocht om de voorstellen te prioriteren. Deze voorstellen zijn weergegeven in een notitie (Van Herpen *et al.* 2011).

Voor de maatlatten voor macrofyten (alle typen meren en rivieren) worden de volgende verbeteringsvoorstellen als prioriteit gezien:

- ▶ Maatlat minder gevoelig maken voor monitoringsinspanning door bijvoorbeeld het toevoegen van soorten die negatief scoren of een correctiefactor voor het aantal opnamen.
- ▶ Begroeibaar areaal (met effect van beschaduwning) en definitie van oeverbegroeiing verduidelijken. Daarnaast ook verschillen tussen verleden en de huidige praktijk meenemen. Bij oeverbegroeiing in meren moet daarnaast beter omschreven worden wat goed ontwikkelde emerse vegetatie is.

In deze studie worden deze voorstellen verder uitgewerkt en worden concrete oplossingen geboden voor een herziening van de maatlatten. Vervolgens worden maatlatten Europees afgestemd.

De herziening betreft in de eerste plaats de aanpassing van de methodiek en de definities en de uitwerking daarvan voor de natuurlijke wateren waarvoor een rapportageverplichting geldt. Dat zijn de watertypen die worden behandeld door Van der Molen & Pot, 2007.

De methodiek is verder ook voor kleinere watertypen en voor kunstmatige watertypen uitgewerkt, maar bij enkele onderdelen daarvan wordt een voorbehoud gemaakt. Een definitieve uitwerking is daarvoor alleen mogelijk in combinatie met een validatie ervan. Maatlatgrenzen en soortscores zijn voor de kunstmatige watertypen om dezelfde reden niet uitgewerkt.

1 Deelmaatlat abundantie

Dit hoofdstuk behandelt de deelmaatlat voor abundantie die zelf ook weer bestaat uit een zestal deelmaatlatten voor verschillende groeivormen: submers, drijfblad, emers, flab, kroos en oever.

De essentie van de huidige maatlat (Van der Molen & Pot, 2007) is dat beoordeling plaatsvindt op basis van het percentage oppervlak dat is begroeid met een bepaalde groeivorm in relatie tot het begroeibaar geachte areaal van het waterlichaam.

De eenheid voor de abundantie van de groeivormen is het bedekkingspercentage ten opzichte van het begroeibaar areaal onder referentiecondities. Bemonstering dient gebiedsdekkend te zijn of plaats te vinden op een deel dat representatief is voor het gehele (begroeibare deel van het) waterlichaam. De EKR voor abundantie wordt berekend door de score voor de relevante deelmaatlatten rekenkundig te middelen.

1.1 Vastgestelde problemen

In het algemeen kan worden gesteld dat de maatlat gaat over het vaststellen van de mate waarin het begroeibare areaal ook daadwerkelijk begroeid is.

Er bestaan echter verschillen van opvatting over de definitie en begrenzing van de betreffende begroeiing en het begroeibare areaal. Er wordt in de praktijk vaak een andere invulling gegeven dan door de ontwerpers van de maatlat, waardoor onwaarschijnlijke of onlogische beoordelingsresultaten worden gevonden. Dit wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door onduidelijke definities in de maatlatbeschrijvingen en door onvolledige voorschriften voor het gebruik van monitoringgegevens. Bovendien blijken een aantal definities en voorschriften onwerkbaar, althans bij de huidige praktijk van monitoring.

Concreet zijn de problemen te benoemen als:

- ▶ de begrenzing van het begroeibaar areaal voor submerse begroeiing op decimeters nauwkeurig en variërend per type is lastig te hanteren; een dergelijke nauwkeurigheid is bovendien onlogisch voor natuurlijke wateren omdat deze geen vast waterpeil kennen.
- ▶ de begrenzing van het begroeibaar areaal voor emerse en drijfbladbegroeiing, maar ook voor kroos en flab is onduidelijk; in de meeste watertypen waarin dit wordt beoordeeld geldt het gehele waterlichaam als begroeibaar areaal, maar dat sluit niet aan bij de oorspronkelijke bedoeling, lijkt niet overeen te komen met de gestelde maatlatgrenzen en sluit niet aan bij de monitoringspraktijk.
- ▶ de groeivormen emers en oever worden soms met elkaar verward omdat veelal dezelfde soorten er dominant in voorkomen.
- ▶ de definitie van de oeverbegroeiing is onduidelijk, of sluit althans vaak niet aan bij de huidige praktijk van de monitoring.
- ▶ de begrenzing van de oeverbegroeiing is gesteld op de zone tussen de hoogste waterstand en de laagste waterstand, dat is met name bij sterk veranderde wateren met een vast waterpeil in de praktijk niet te hanteren omdat die zone dan niet kan bestaan.
- ▶ het vaststellen van het begroeibare areaal tijdens monitoring is lastig en vaak onmogelijk.
- ▶ het is onduidelijk of de dichtheid moet worden beoordeeld als bedekkingspercentage (volgens Braun-Blanquet) of als areaal met begroeiing, waarbij in het laatste geval ook onduidelijk is wanneer nog van begroeiing kan worden gesproken.

- ▶ er bestaat een verschil van inzicht over de juiste wijze van berekenen van de beoordeling van de oeverbegroeiing, met name bij meren.

De definitie van de groeivormen drijfblad, emers, kroos en flab is ook een tijdlang niet helemaal duidelijk geweest, maar daarin heeft het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2010) helderheid in gebracht. Het gaat dan met name over het onderscheid tussen drijvende draadalg (flab) en ondergedoken draadalg (submers), het onderscheid tussen drijvend enerzijds en kroos en flab anderzijds, en het onderscheid tussen planten van dezelfde soorten die zowel in de emerse groeivorm (ijle begroeiing in permanent water) als in de oever (dichte begroeiing in de amfibische zone) kunnen voorkomen.

1.2 Conservatief aanpassen

Er is geen aanleiding om de maatlatgrenzen structureel te herzien. Er zijn ook nog steeds onvoldoende data beschikbaar om een vergelijking met de werkelijke kwaliteit te toetsen. Expert judgement was eerder leidend bij het vaststellen van de maatlatgrenzen en dat is niet veranderd.

Voor enkele maatlatten en typen moeten wel nieuwe waarden worden vastgesteld omdat de berekening is veranderd of het begroeibaar areaal anders is gedefinieerd. Bij de meren zijn ook enkele aanpassingen van de maatlatgrenzen voortgekomen uit de internationale afstemming. Zo zijn de maatlatgrenzen voor submers voor ondiepe meren (M14, M27) bij $EKR=0,8$ verschoven van 50% naar 45% en bij $EKR=0,4$ van 5% naar 3%. Deze verschuivingen hebben ook consequenties voor de andere typen. Bij diepe meren is de methode van beoordelen veranderd. Bij de rivieren is geen intercalibratie van de abundantie uitgevoerd en zijn er ook geen richtlijnen hoe dat moet worden gedaan. De maatlatgrenzen blijven daarom in principe zoals die uit de validatie zijn gekomen, afgezien van een aantal aanpassingen naar aanleiding van ervaringen van gebruikers (zie paragraaf 1.11).

1.3 Begroeibaar areaal submers

Het begroeibare areaal is in principe het gehele waterlichaam vanaf de ondergrens van de oeverbegroeiing, maar de delen waar geen waterplantengroei mogelijk is worden buiten beschouwing gelaten. Bij meren wordt de ondergrens bepaald door de diepte die per type varieert.

Bij de ondiepe meren (< 3 meter diep) ligt de grens, afhankelijk van grootte, bodemsoort en hardheid van het water bij 2,4 of 2,7 meter of is onbepaald (het gehele waterlichaam, feitelijk dus bij 3 meter); bij diepe meren ligt de ondergrens op 3,8, 4,5 of 5,6 meter.

1.3.1 Ondiepe meren

Het stellen van een maximale diepte heeft maar zelden invloed op de beoordeling. De meeste meren die ondieper zijn dan 3 meter hebben geen of maar kleine delen die bijna 3 meter diep zijn en dus juist buiten het begroeibare areaal vallen.

Het stellen van een maximale diepte in decimeters is in de meren in natuurlijke toestand een schijnnaauwkeurigheid. De peilfluctuaties bedragen in de loop van het groeiseizoen meerdere decimeters.

In sterk veranderde wateren is het begroeibare deel van het waterlichaam veelal kleiner wanneer een toegenomen troebelheid een (meestal indirect) effect is van de ingreep. Bij de huidige vaststelling van de MEP en GEP wordt de verlaging van de doelstelling voor abundantie submerse begroeiing herleidt uit het percentage van

het begroeibaar areaal dat ondiep genoeg is om ook in sterk veranderde toestand begroeid te zijn. De grens wordt dan vaak op 1 of 1,5 meter gesteld. De formele grens kan om praktische redenen beter op 3 meter worden gelegd. In de Richtlijnen Monitoring (Splunder *et al.* 2006) en later in het Protocol Toetsen en Beoordelen (Faber *et al.*, 2011) was al gekozen voor deze pragmatische algemene grens door de monsterpunten te verdelen in de diepzones tussen 0 en 1,5 meter en 1,5 en 3 meter diepte.

Alleen meren die over een aanzienlijk oppervlakte bijna of precies 3 meter diep zijn hebben dan een relevant groter begroeibaar areaal. In de praktijk raken deze diepste delen echter gemakkelijk begroeid onder goede omstandigheden: als de begroeiing ten minste 2 meter diepte bereikt slaat de toestand van het meer meestal om in een heldere toestand en is er geen belemmering voor het vestigen van een begroeiing tot grotere diepte (zie bijvoorbeeld Pot, 2010).

Het stellen van de grens van het begroeibare areaal op 3 meter bij ondiepe meren sluit ook beter aan de maximum begroeibare diepte bij diepere meren. Voor meren die meer dan 3 meter diep zijn geldt een grens aan de begroeibare diepte bij 4,5 meter, ook als die maar 4 meter diep zijn; dat wordt in referentie-omstandigheden dus ook geheel begroeidbaar geacht.

- ! *Bij alle ondiepe meren het gehele waterlichaam beschouwen als begroeibaar areaal voor de submerse groeivorm, vanaf de onderkant van de oeverbegroeiing.*

1.3.2 Diepe meren

Het begroeibare areaal is bij deze meren in de praktijk altijd maar een relatief smalle rand langs de oevers van het meer, waarvan de oppervlakte lastig op een nauwkeurige manier is vast te stellen. Bij de bemonstering kan worden voorgeschreven om de vegetatie op te nemen tot 4,5 (of 3,8 of 5,6) meter diepte, maar het schatten van de bedekking is op deze diepte erg lastig en onbetrouwbaar zonder hulpmiddelen zoals een onderwater-filmcamera of duikers. De variatie langs de oever in de breedte van het ondiepe areaal is van grote invloed op de beoordeling en wordt alleen betrouwbaar vastgesteld als vlakdekkend wordt gemonitord.

In Europees verband (internationale afstemming of intercalibratie, zie bijlage 8) is afgesproken om diepere meren te beoordelen op de maximum diepte waarop vegetatie voorkomt. Dat is veel eenvoudiger en nauwkeuriger steekproefsgewijs vast te stellen en sluit aan bij de (internationaal) gangbare praktijk om transecten dwars op de oever op te nemen. De relatie tussen meetwaarde (maximum diepte) en waterkwaliteit is ook beter te verantwoorden. Bij de intercalibratie zijn ook dieptes voor referentietoestand en klassengrenzen getoetst en afgestemd. Deze grenzen worden voor de Nederlandse maatlat leidend.

Tabel 1. maatlat voor maximumdiepte van voor submerse begroeiing in diepe meren

| | | | | | | |
|------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| EKR | 0,0 | 0,2 | 0,4 | 0,6 | 0,8 | 1,0 |
| Diepte (m) | 0,0 | 1,0 | 2,5 | 4,0 | 6,0 | 7,5 |

Deze grenzen gelden voor type M20, maar zijn ook voor andere diepe meren van toepassing. De EKR van dieptes tussen de maatlatgrenzen wordt door lineaire interpolatie tussen de maatlatgrenzen vastgesteld.

Een probleem zou kunnen zijn dat soms moeilijk is vast te stellen waar de begroeiing ophoudt, omdat sommige soorten in dieper water zich in een veel lagere dichtheid kunnen handhaven.

In de praktijk is er bij onderzoekers echter weinig discussie over waar de grens moet worden getrokken; die wordt vrijwel altijd op dezelfde manier ingeschat. Het Handboek Hydrobiologie stelt zelfs geen formele regels hiervoor. Om elk misverstand hierover uit de weg te gaan is het echter toch wel verstandig een beslisregel op te stellen.

- ! *De meetwaarde voor de deelmaatlat submerse begroeiing bij diepere meren uitdrukken in maximum diepte van de begroeiing, waarbij als de grens wordt getrokken waar de dichtheid van de begroeiing sterk afneemt tot ophoudt; als formele grens geldt de diepte waar de dichtheid van de begroeiing afneemt tot minder dan 1% bedekking.*

1.3.3 Kanalen

Alle kanalen (M3, M4, M6, M7, M10) worden vergeleken met het diepe deel van meren en afhankelijk van scheepvaart wordt het begroeibaar areaal gesteld op de gehele breedte of een strook langs de kanten. Dat leidt tot verschillende interpretaties. Men ervaart dat bij alle typen alleen een strook langs de kanten eventueel begroeid is, en ook de monitoring is vaak afgestemd op het bemonsteren van de strook langs de kanten. De maatlatgrenzen zijn afgestemd op alleen het gedeelte dat begroeid kan zijn.

- ! *Om aan de verwarring en verschillende interpretaties een eind te maken kan beter alleen het ondiepe deel wordt getoetst. Daarvoor wordt dan een strook van 4 meter langs de kant genomen. Dat sluit aan bij de breedte van de kleinere lijnvormige wateren die maximaal 8 meter breed zijn. Ook kan het beste de diepte worden beperkt, met name bij de grotere kanalen, tot 1 meter omdat de kolonisatie onder MEP omstandigheden toch meestal niet dieper is en er dan hetzelfde begroeibaar areaal ontstaat als voor de andere groeivormen, zie verderop.*

1.3.4 Grote rivieren

Het begroeibaar areaal is bij grote rivieren gedefinieerd als de ondiepe delen van de rivier. In de praktijk is dat zo ver als er met een waadbreek het water kan worden ingelopen en met een werphark kan worden gegooid. Door bij de laagste waterstand in het seizoen te bemonsteren komt dat neer op één meter onder de laagste waterstand, en maximaal 20 meter breedte van deze diepte.

Als bovenkant van het begroeibaar areaal geldt de hoogwaterlijn in het groeiseizoen. Deze wordt eventueel geschat door de gesloten gras-begroeiing als indicatie daarvoor te gebruiken. Omdat de hoogwaterlijn ook wordt gebruikt als bovengrens voor de oeverbegroeiing moet voor het begroeibaar areaal een andere definitie worden gebruikt.

- ! *De oplossing is om als groeiseizoen in deze definitie de periode 1 juni - 30 augustus aan te houden; dit is ook de praktijk in de MWTL-monitoring van Rijkswaterstaat en dit komt globaal overeen met de gemiddelde laagwaterlijn over het gehele jaar bezien.*

In grote rivieren zijn de verst van de oever gelegen delen van het begroeibaar areaal van de submerse begroeiing soms niet bereikbaar voor monitoring. Hoewel

hierdoor in theorie een systematische afwijking van de beoordeling kan ontstaan omdat het steeds de diepste delen van het begroeibare areaal betreft, blijkt dat in de praktijk vaak mee te vallen. Bovendien is de variatie langs de rivier vaak groter. Deze onbereikbare delen van het begroeibaar areaal kunnen daarom het beste op dezelfde manier worden beschouwd als de delen uit elk ander watertype, waar toevallig geen proefvlak wordt gelegd.

In de praktijk blijven deze delen van het begroeibaar areaal buiten beschouwing en wordt de beoordeling gebaseerd op de delen die wel konden worden opgenomen. De monitoringstechniek moet erop zijn gericht een zo'n groot mogelijk deel van de ondiepe delen te bemonsteren.

1.3.5 *Brakke wateren*

Voor de watertypen M30 en M31 is geen dimensie gegeven in definitie. Deze typen bevatten daarom zowel grote als kleine meren. Voor een juiste beoordeling zouden deze typen dus moeten worden opgesplitst. Vooralsnog worden deze typen behandeld alsof ze ondiep zijn. Dat zijn de meeste brakke wateren in de praktijk ook. Dat betekent dat diepe brakke meren principieel onjuist worden beoordeeld. Het begroeibaar areaal van de diepe brakke omvat de delen die ondieper zijn dan 3 meter.

1.4 **Begroeibaar areaal emers, drijfblad**

Bij de meeste kleine en ondiepe meren, zoals vennen, is het gehele waterlichaam het begroeibaar areaal. Dit geldt ook voor de kleine lijnvormen wateren. Voor de wat grotere watertypen blijkt dat niet goed te werken en voor diepe meren moet de beoordeling worden aangepast omdat daar de maximum diepte wordt beoordeeld.

1.4.1 *Matig grote en grote meren*

Voor de grotere ondiepe meren was er geen onderscheid gemaakt tussen het begroeibaar areaal voor submers en voor drijfblad en emers, terwijl de klassengrenzen voor de groeivorm drijfblad in de concept maatlatten (Van der Molen, 2004a) van vrijwel alle typen, groot en klein, vrijwel identiek waren. Voor emers werd voor de meeste meren-typen geen beoordeling uitgevoerd. Bij de validatie van de maatlatten (Evers *et al.*, 2005) is mede daarom voorgesteld de beoordeling van deze groeivorm te schrappen; de resultaten gaven geen meerwaarde, eigenlijk helemaal geen realistische waarde.

In middelgrote en grote ondiepe meren worden de groeivormen emers en drijfblad nu niet beoordeeld, terwijl deze wel relevant zijn voor de kwaliteit. Er is een sterke relatie tussen deze groeivormen en peilregulatie.

Als gevolg van het niet beoordelen van de emerse groeivorm wordt ook het onderscheid tussen oeverbegroeiing en de emerse begroeiing in de praktijk verward en samengevoegd, terwijl de emerse groeivorm een geheel andere waarde vertegenwoordigt, met name in relatie tot leefgebied van vissen en macrofauna.

Beoordeling op basis van een realistischer begroeibaar areaal geeft een veel groter onderscheidend vermogen, heeft wél meerwaarde, en sluit beter aan bij de beoordeling van de andere, met name faunistische kwaliteitselementen.

De breedte van het begroeibaar areaal moet op basis van bodemprofiel en andere hydromorfologische kenmerken per waterlichaam worden vastgesteld. Per watertype is er echter wel een referentie breedte te bepalen.

- ! *Voor middelgrote en grote ondiepe meren de groeivormen emers en drijfblad beoordelen aan de hand van een begroeibaar areaal dat een realistische breedte heeft, dit kan per waterlichaam worden vastgesteld maar er kan ook worden uitgegaan van een referentiewaarde*

Voor de referentie breedte zou eenzelfde uitgangspunt kunnen worden gehanteerd als bij de groeivorm oever, maar dat maakt de beoordeling complex omdat de dichtheid meestal afneemt met de diepte en daar dan ook rekening mee moet worden gehouden. Om die reden wordt een ander uitgangspunt overgenomen, namelijk dat voor de submerse begroeiing in grote rivieren: het begroeibare areaal wordt vastgesteld waar de begroeiing optimaal kan worden aangetroffen. De breedte van de zone met de groeivorm emers en drijfblad wordt vooral door het dieptebereik bepaald. Als referentie wordt een dieptebereik van 1 meter gehanteerd. Bij een wisselend peil wordt de diepte van de opname waarin de hoogste dichtheid van deze groeivorm wordt aangetroffen gebruikt als gemiddelde diepte; het begroeibaar areaal ligt dan tussen een halve meter dieper en ondieper. In de praktijk wordt zo'n opname meestal in één keer in het gehele begroeibare deel opgenomen omdat de begrenzingen de actuele vegetatie volgen (naar de voorschriften in het Handboek Hydrobiologie; Bijkerk, 2010; zie ook deel II, hoofdstuk 4).

Bij een vast waterpeil wordt de zone tussen de waterlijn en 1 meter diepte gebruikt. Als de oevervegetatie, met een dichtheid van >75% (zie verderop), een deel of zelfs het gehele bereik van deze zone heeft ingenomen, dan zijn de kansen voor de groeivormen emers en drijfblad minimaal en worden ze in de praktijk niet, ook niet in dieper water, aangetroffen. Dit is een gevolg van het vaste peil en komt tot uiting in een slechte beoordeling op de maatlat voor deze groeivormen.

- ! *De referentie begroeibaar areaal voor middelgrote en grote ondiepe meren is de zone waarin de groeivorm optimaal voorkomt met een dieptebereik van 1 meter; bij een vast peil ligt de zone tussen de laagwaterlijn en 1 meter dieper.*

Net als bij de problematiek bij vast peil van de groeivorm oever (zie daar) zou bij het sterk veranderde wateren kunnen voorkomen dat voor het begroeibaar areaal op deze manier bepaald een zeer smalle zone (1m of minder) overblijft. Dat gebeurt met name al het profiel direct onder de oeverlijn erg steil is. Verondieping leidt dan tot vergroting van het begroeibaar areaal en dus direct tot een verlaging van het oordeel als de nieuwe zone niet meteen begroeid raakt.

Om deze reden wordt ook minimumbreedte aanhouden, ongeacht de gemeten diepte. Deze breedte is 10 m (bij de meren > 50ha, bij kleinere meren is het gehele waterlichaam begroeibaar areaal).

Voor beoordelingen waarbij geen diepte bekend is omdat het oudere data betreft, kunnen deze breedtes eventueel als referentie gelden.

1.4.2 *Diepe meren*

Bij diepe meren wordt de maximum diepte van de begroeiing beoordeeld. Dat betreft in principe de submerse begroeiing, maar bij afwezigheid daarvan de maximum diepte van drijfblad- of emerse planten.

In principe zou in deze meren voor de groeivorm drijfblad en emers ook apart een maximum diepte kunnen worden vastgesteld en beoordeeld. Bij een natuurlijk variërend peil is de variatie in waterdiepte ten opzicht van zo'n maximum diepte echter veel te groot ten opzichte van dat maximum om betrouwbaar te kunnen worden beoordeeld.

Bovendien is de relatie tussen de maximum diepte van de groeivormen emers en drijfblad niet zoals bij submers een duidelijke functie van de belangrijkste pressoren.

Het ligt daarom veel meer voor de hand om dezelfde methode van beoordelen te hanteren als voor ondiepe meren. Het begroeibare areaal dan voor deze groeivormen ook bij diepe meren een dieptebereik van 1 meter

- ! *Voor diepe meren de groeivormen emers en drijfblad op dezelfde manier beoordelen als voor ondiepe meren.*
- ! *Bij afwezigheid van submerse begroeiing wordt bovendien de grootste diepte van de groeivorm emerse of drijfblad als maximum diepte van de begroeiing beoordeeld.*

1.4.3 *Matig grote tot grote lijnvormige wateren, behalve de grote rivieren*

Voor deze typen geldt hetzelfde als voor matig grote en grote ondiepe meren: het begroeibaar areaal wordt gevormd door een zone langs de oever die ondiep genoeg is voor deze groeivormen. Als referentie geldt een dieptebereik van 1 meter voor beide groeivormen. De minimumbreedte die eventueel wordt aangehouden als geen diepte bekend is, is 4 m (bij de lijnvormige wateren > 8 m breed, bij kleinere meren is het gehele waterlichaam begroeibaar areaal).

Voor beoordelingen waarbij geen diepte bekend is omdat het oudere data betreft, kunnen deze breedtes eventueel als referentie gelden.

1.4.4 *Grote rivieren*

In de grote rivieren geldt hetzelfde als in de kleine rivieren. Afhankelijk van de waterstand, en die kan ook in de zomer nogal fluctueren, krijgen drijfbladsoorten meer of minder kansen, maar dat heeft geen relatie met de waterkwaliteit. Deze groeivormen worden gezamenlijk beoordeeld (zie ook verderop) en hebben hetzelfde begroeibare areaal. Zoals bij submers is aangegeven wordt daarvan alleen de zone waarin de begroeiing zich optimaal kan ontwikkelen in de beoordeling betrokken. Daarmee overlappen de begroeibare arealen van beide groeivormen ook volledig.

De emerse groeivorm beperkt zich tot de ondiepste delen en kan lokaal zelfs een zeer hoge dichtheid bereiken. Aan de regel dat de groeivorm altijd een lagere bedekking heeft dan 75% wordt hier voorbijgegaan omdat de oeverbegroeiing bij de typen R7 en R16 in het winterbed (of de uiterwaarden) wordt gesitueerd en bij type R8 in de getijdezone, dus bóven de laagwaterlijn.

Toch gedragen de emerse planten zich ecologisch gezien sterk vergelijkbaar met de oeverplanten in de meren. Dat heeft deels te maken met het peilbeheer van de rivieren. Door stuwen wordt het waterpeil constanter gehouden dan onder natuurlijke omstandigheden gebruikelijk is en is zo'n dichte kraag van hoog opgaande kruidachtigen mogelijk. In de benedenloop van de IJssel wordt deze stuwings veroorzaakt door het peilbeheer van het IJsselmeer. Van nature zou men hier zoetwatergetijdenrivier (R8) verwachten.

De beoordeling van de groeivorm emers wordt daarmee uitermate complexe omdat een hogere dichtheid zowel indiceert voor een natuurlijker begroeiing als voor de pressor stuwing. De waarde voor de waterkwaliteitsbeoordeling vervalt daarmee.

! *De emerse groeivorm wordt bij de grote rivieren niet beoordeeld.*

1.4.5 *Nieuwe maatlatgrenzen*

De maatlatgrenzen zijn in de maatlat van 2007 niet vastgesteld en in de concept maatlatten van 2004 zijn ze maar gedeeltelijk vastgesteld. Voor de kunstmatige watertypen waren de maatlatgrenzen weliswaar wel vastgesteld, maar hadden betrekking op de gemiddelde bedekking over de gehele waterbreedte. De maatlatgrenzen moeten dus opnieuw worden vastgesteld volgens de nieuwe definitie.

1.4.6 *Gezamenlijke beoordeling van submers, drijfblad en emers*

Voor een deel van de watertypen werd de bedekking van submers, emers en drijfblad samengevoegd voor de beoordeling. Daar gold het begroeibaar areaal van de submerse begroeiing. De achtergrond daarvan is dat deze groeivormen uitwisselbaar zouden zijn en bij wisselende waterstanden in elkaar over zouden gaan zonder wezenlijk kwaliteitsverandering. Dit geldt met name voor de R-typen, maar ook bij enkele M-typen. Bij kunstmatige wateren is in de default maatlat bij de meeste typen alleen emers en drijfblad samengevoegd voor de beoordeling.

In de meeste watertypen waar sprake is van samenvoeging van groeivormen heeft dat geleid tot misverstanden. Vooral de bedekkingpercentages voor emers leverden een veel te hoge bijdrage aan deze gezamenlijke bedekkingsschatting. Dat werd voornamelijk veroorzaakt doordat voor de beoordeling van de groeivorm emers de gesloten kraag aan helofyten werd gebruikt, terwijl dat de groeivorm oever is. In andere gevallen werd wél de echte groeivorm gebruikt, zoals een begroeiing van pijlkruid of egelskop in de ondiepe zones, maar werd de dichtheid daarvan niet geschat ten opzichte van de gehele breedte van het waterlichaam.

Omdat het begroeibaar areaal voor de groeivorm drijfblad en emers is losgekoppeld van dat van de groeivorm submerse is gezamenlijke beoordeling ook vaak niet meer mogelijk. In de kleine wateren overlappen de begroeibaar arealen nog wel en blijft de gezamenlijke beoordeling gehandhaafd. Waar de begroeibaar arealen niet meer overlappen worden ook de groeivormen afzonderlijk beoordeeld.

Voor het samenvoegen van de bedekkingen van de verschillende groeivormen waren tegenstrijdige regels geformuleerd. In de bijlage 5 van het maatlat-documenten (Van der Molen & Pot, 2007a) stond dat de groeivormen samen moesten worden beoordeeld, in bijlagen 7 en 8 van het achtergronddocument (Van der Molen & Pot, 2007a) stond dat de bedekking van de groeivormen bij elkaar moest worden geteld. Voor de eerste optie is het nodig om de totale bedekking van de samen te beoordelen groeivormen ook samen te schatten, maar dat resulteert in een inconsequente methode van monitoring en databeheer. Om deze redenen worden de groeivormen altijd afzonderlijk geschat en pas bij de berekening van het oordeel bij elkaar opgeteld en vergeleken met het begroeibare areaal. Bij de watertypen waarbij dat van toepassing is overlappen de begroeibare arealen elkaar per definitie. Er kunnen dan waarden boven 100% uitkomen, die worden naar

beneden afgerond op 100%. Bij het opstellen van de maatlatgrenzen is hiermee rekening gehouden.

1.5 Begroeibaar areaal flab en kroos

Bij sommige typen grote ondiepe meren wordt kroos en flab beoordeeld. Hier geldt tot nu toe ook het gehele waterlichaam als begroeibaar areaal. Omdat de beoordeling bij een EKR lager dan 0,6 niet relevant wordt geacht en deze door de grootte van het meer nooit wordt gehaald, is deze beoordeling in de praktijk zinloos. Men zou daarom kunne overwegen deze maatlat uit de beoordeling van deze meren te verwijderen.

Het optreden van flab en kroos is in deze meren echter wel degelijk indicatief voor de waterkwaliteit en het probleem is oplosbaar door het begroeibaar areaal beter te definiëren. Deze groeivormen kunnen alleen optreden in beschutte wateren omdat ze anders wegdrijven. In middelgrote tot grote meren zijn deze beschutte delen alleen langs de kanten te vinden. Het begroeibaar areaal komt in de praktijk min of meer overeen met dat van de groeivorm emers en drijfblad. De beoordeling dient daarom ook plaats vinden aan dit beperktere begroeibaar areaal .

1.6 Definitie van de oeverbegroeiing

Met de oeverbegroeiing wordt een begroeiing bedoeld in de amfibische zone van het waterlichaam, dus de zone die soms onder water staat en soms droogvalt in het groeiseizoen. De frequentie en duur van de overstroming varieert per type. Welke periode met groeiseizoen wordt bedoeld is niet nader vastgelegd.

Voor de beoordeling wordt niet alle begroeiing beoordeeld. De bedoeling van deze beoordeling is het vaststellen van de invloed van de begroeiing langs de oever op de waterkwaliteit. Daarom is gekozen voor het vaststellen van de abundantie van een karakteristieke groeivorm die daarvoor het meest relevant is:

- ▶ in meren de rietkraag
- ▶ in getijderivieren (watertype R8) de biezenvelden
- ▶ langs beken de boomlaag die schaduw geeft in de waterzone
- ▶ langs kleine rivieren (R6, R15) een moerasverlandingsvegetatie
- ▶ bij bronnen (R1, R2, R3) de mosvegetatie en de lage kruidlaag

Bij andere typen wordt de oeverbegroeiing niet beoordeeld.

1.6.1 *Bedoeling van de beoordeling bepaalt de definitie*

De oeverbegroeiing wordt als vegetatietype beoordeeld. Er wordt niet feitelijk beoordeeld of er vegetatie aanwezig is in de zone die tijdelijk water voert, maar of de specifieke vegetatie langs het waterlichaam voorkomt.

Dat betekent dat de begrenzing van de begroeiing ook moet worden afgeleid van de vegetatie zelf. De feitelijke waterstanden, zowel actueel als het verloop, zijn voorwaardenscheppend voor de begroeiing, maar niet leidend voor het vaststellen van de grenzen van de begroeiing. Dat doet de begroeiing zelf. Dat heeft als praktische consequentie dat er geen rekening hoeft te worden gehouden met de actuele waterstand.

Bij een waterlichaam waar als ingreep langdurig een vast peil wordt gehandhaafd zal de begrenzing van de oeverbegroeiing in de meeste gevallen niet zichtbaar overeenkomen met de hoogste en laagste waterstand.

Bij een waterlichaam met een sterke peilfluctuatie in de loop van het seizoen zal dat evenwel ook niet het geval zijn. De hoogste en laagste waterstanden zijn een

stochastisch gegeven. De begroeiing reageert daarop en ontwikkelt zich tussen de hoogtelijnen met een zekere overstromingsfrequentie en -duur. Ten tijde van de bemonstering kan het water zelfs lager staan dan de onderste begrenzing van de oevervegetatie.

1.6.2 *Soms geen beoordeelbare oeverbegroeiing*

Langs grote en middelgrote rivieren, veenrivieren en sommige kleine meren is geen oeverbegroeiing om te beoordelen onderscheiden omdat er geen duidelijk verband tussen de waterkwaliteit en een specifiek type begroeiing is aan te geven. Kunstmatige watertypen, zoals sloten en kanalen, zijn in de regel aangelegd zonder ruimte voor een natuurlijke oeverbegroeiing. Een maatlat voor oeverbegroeiing heeft daardoor geen onderscheidend vermogen en daarom wordt bij de defaults voor deze watertypen de oeverbegroeiing niet beoordeeld.

Eigenlijk geldt dit ook voor petgaten en andere gegraven meren, ook daarvan ontbreekt de oeverbegroeiing, maar daarvan moet het ontbreken van de oeverbegroeiing toch als een manco in de kwaliteit worden beschouwd. Dat is omdat deze wateren zich uiteindelijk wel op een natuurlijke manier kunnen ontwikkelen en in de regel ook niet als sterk veranderd worden beoordeeld maar aan de natuurlijke referentie worden getoetst.

Langs grote rivieren (watertypen R7 en R16) is ook geen te beoordelen oeverbegroeiing aangegeven omdat in feite deze rivieren als sterk veranderd worden beoordeeld. De natuurlijke referentie omvat overstromingsvlakten met droogvallende poelen en nevengeulen, die als complex zouden kunnen worden beoordeeld als oeverbegroeiing. De natuurlijke oeverbegroeiing is grotendeels verdwenen door de aanleg van dijken en kribben, door het peilbeheer en door de exploitatie van de uiterwaarden.

Bij getijderivieren (watertype R8) geeft de dagelijkse fluctuatie van het peil onder alle omstandigheden de mogelijkheid voor een daarvoor kenmerkende oeverbegroeiing en dus de beoordeling ervan. Het kenmerkende bestaat uit de aanwezigheid van biezten (verschillende soorten) in deze begroeiing.

Overigens is ook bij sterk veranderde en kunstmatige meren de te beoordelen oeverbegroeiing veelal sterk gereduceerd of verdwenen en daarom ook eigenlijk niet goed beoordeelbaar anders dan als slecht. Deze kwestie hoort echter thuis in de discussie over afleiding van maatlatten voor sterk veranderde wateren. Daarover worden wel enige aanzetten in de discussie van dit rapport gegeven.

1.6.3 *Grote meren: de rietkraag*

De bedoeling van de beoordeling is het schatten van de mate van aantasting van de begroeiing die het meest verantwoordelijk is voor het invangen van slib en nutriënten tijdens perioden van hoog water en die tevens een tijdelijk biotoop vormen als broedkamer voor vissen. Deze begroeiing wordt meestal gedomineerd door riet (*Phragmites australis*), maar soms en lokaal ook door andere soorten met vergelijkbare groeivormen. Deze groeivorm kan naar Engelstalig voorbeeld met 'riet' (vgl. 'reeds') worden aangeduid, waarbij met de term 'riet' een verzameling soorten wordt bedoeld met vergelijkbare groeiwijze als de soort die zo heet, maar dat kan verwarring geven. Daarom is in de maatlat de definitie 'hoog opgaande grasachtige begroeiing' gebruikt. De soorten die daarin aanwezig moeten zijn worden expliciet genoemd.

In het Handboek Hydrobiologie is een voorschrift opgenomen om deze begroeiing adequaat te kunnen opnemen. Er wordt gevraagd de totale bedekking van de

verschillende lagen in de begroeiing te schatten, waarbij voor (onder andere) de meren de laag 'helofyten of hoge gras- en kruidlaag', of kortweg 'hoge kruidlaag', expliciet wordt genoemd. Ook wordt gevraagd de zones in de begroeiing afzonderlijk op te nemen en de breedte en de hoogte van de grenzen ten opzichte van het waterniveau op te nemen. De oeverbegroeiing is dan de zone rond de waterlijn met een hoge bedekking van de 'helofyten of hoge gras- en kruidlaag'. Het woord 'helofyten' kan overigens tot verwarring leiden met de groeivorm emers, die ook uit helofyten bestaat. Het verschil is niet te herkennen aan de stand ten opzichte van de waterspiegel omdat die, zeker in natuurlijke omstandigheden fluctueert. De scheiding tussen de groeivormen emers en oever gebeurt op basis van de dichtheid van de dominante soorten (helofyten). 'Waterriet' hoort dan typisch in de emerse groeivorm omdat het een ijle groeivorm van Riet in relatief diep water betreft. Zodra de rietkraag in ondieper water een veel hogere dichtheid krijgt gaat deze over in de groeivorm oever. Dit wordt veelal ook 'landriet' genoemd, zelfs als staan de voorste planten in het water.

- ! *Bij de meren moet de som van de bedekking van riet, biez en lisdodden en zeggen minimaal 50% zijn om te voorkomen dat een hoog opgaande ruigte ook als zodanig wordt beoordeeld.*

1.6.4 *Getijderivieren: biezenvelden*

In getijderivieren komen van nature, net als bij grote meren, uitgestrekte velden van helofyten voor. In een deel van de getijdenzone, waarvan de breedte afhankelijk is van de getijdenslag, wordt deze begroeiing gedomineerd door biez en. De systematiek van beoordelen is vergelijkbaar met die van meren, maar als aanvullend voorwaarde wordt gesteld dat er biez en moeten voorkomen in de begroeiing. De dichtheid van de biez en kan vrij laag zijn omdat de begroeiing ijle kan zijn en omdat er ook andere soorten in kunnen voorkomen. Een criterium voor wat de ondergrens is voor de dichtheid, zowel absoluut als ten opzichte van andere plantensoorten, om nog van een biez enbegroeiing te kunnen spreken is echter wel wenselijk.

- ! *Bij getijderivieren moeten de biez ensoorten samen (absoluut) ten minste 5% bedekking in de begroeiing geven én in de vegetatie (relatief) ten minste 20 % van de totale bedekking vormen.*

1.6.5 *Beken: houtopstanden*

De kwaliteit van beken wordt voor een deel bepaald door de aanwezigheid van bomen die schaduw werpen op het water. Daardoor wordt de variatie in watertemperatuur en daarmee de zuurstofhuishouding gedempt. Bovendien is daardoor excessieve plantengroei niet mogelijk.

Dat betekent dat er alleen hoeft te worden vastgesteld of er een beekbegeleidende houtige begroeiing aanwezig is. De kruidlaag is niet relevant, ook niet als deze uit hoog opgaande helofyten bestaat. Er zitten daar overigens wel vaak plantensoorten tussen die voor de deelmaatlat soortensamenstelling relevant zijn!

Een boomlaag waarvan de stammen zich buiten het (hoogwater-) profiel bevinden, maar waarvan de kroon zich wel tenminste gedeeltelijk boven het water uitstrekt, voldoet wel aan dit criterium.

De mate waarin deze houtopstanden voorkomen is vast te stellen door in proefvlakken de dichtheid van de boomlaag en de struiklaag te schatten.

- ! *Bij beken moet de vegetatiekundige bedekking van bomen en struiken minimaal 50% moet zijn, dat wil zeggen dat de ruimte in de kronen die licht daarlaat niet tot de bedekking wordt gerekend.*
- ! *Of bij de beken ook nog de eis moet worden gesteld dat het om loofbomen moet gaan en of die bomen van een inheemse soort moeten zijn is een nader punt van discussie, maar dit criterium is vooralsnog niet van toepassing*

Als er zowel een struiklaag als een boomlaag voorkomt, dan worden de bedekkingspercentages bij beoordeling bij elkaar opgeteld. Als de som boven 100% uitkomt, dan wordt die naar beneden afgerond op 100%.

1.6.6 *Kleine rivieren: helofytenkraag*

Kleine rivieren hebben doorgaans een veel minder sterke relatie tussen waterkwaliteit en beschaduwing door bomen dan boven- en middenlopen van beken. Zware beschaduwing is veelal ook niet mogelijk doordat de rivier daarvoor te breed is. De referentie beschrijft een vegetatie in de overstromingszones langs de rivier die wordt gekenmerkt door moerasverlandingsvegetaties, terwijl ook broekbossen kunnen domineren. Daarom werd in de beoordeling de hoog opgaande grasachtige begroeiing beoordeeld. Dit is principieel hetzelfde als bij meren, maar meestal domineren andere soorten dan riet.

In de praktijk bleek dit verwarrend. Het onderscheid tussen een beek van type R5 en een kleine rivier van type R6 is niet scherp en het gebruik van een heel ander type begroeiing voor de beoordeling is lastig te verantwoorden. Ondanks dat een riviertje van type R6 vaak te breed is om een overkapping met boomkruinen te mogen verwachten, kan de kwaliteit van de oeverbegroeiing toch wel worden beoordeeld aan de mate waarin bomen aanwezig zijn.

- ! *De beoordeling van de oeverbegroeiing van R6 kan beter op dezelfde manier plaatsvinden als van R5; datzelfde geldt voor R15 ten opzichte van R14. De maatlatgrenzen hoeven niet te worden aangepast, het is plausibel dat die voor houtige vegetatie op vergelijkbare niveau liggen als voor moerasvegetatie.¹*

1.6.7 *Bronnen: mossen*

In de oorspronkelijk concept maatlatten staat voor de oeverbegroeiing aangegeven dat de lage kruidlaag, inclusief mossen wordt beoordeeld. De referentiebedekking wordt op 50% gesteld. De keuze voor zo'n brede definitie is wat ongelukkig omdat de relatie van de abundantie van de oeverbegroeiing met de waterkwaliteit daardoor zeer zwak wordt. Waarschijnlijk is het handiger om alleen de mossen te beoordelen omdat die, op de oevers van bronnen een duidelijke indicatie van nutriënten-schaarste geven. Een alternatief is om de verhouding tussen mossen en lage kruiden te beoordelen. Validatie moet uitwijzen wat het beste werkt.

¹ Aanpassing na druk van maatlatdocument, errata januari 2013

1.7 Begroeibaar areaal oever

In principe is het begroeibaar areaal de oppervlakte tussen de hoogtelijnen waartussen onder natuurlijke peilschommelingen een deel van het jaar droogval optreedt. In de praktijk is dat lastig vast te stellen, met name doordat er in de meeste waterlichamen is ingegrepen in de peilfluctuaties en vaak ook in het oeverprofiel.

Het areaal dat onder natuurlijke omstandigheden, met peilschommelingen over het seizoen die flink kunnen oplopen, tot de inundatiegebieden behoort van de meren is meestal erg groot en niet meer in verhouding tot de huidige situatie. Veelal is ook niet meer te achterhalen hoe groot dit gebied is of zou moeten zijn bij meren waar deze overstromingsvlakten nooit als zodanig hebben gefunctioneerd.

Ten onrechte is er ook wel gerekend met de actuele peilschommelingen en profielen. Daardoor wordt het begroeibaar areaal meestal als een heel smalle zone beschouwd, in theorie zelfs afwezig bij een vast peil of zeer steilprofiel. In deze berekeningswijze neemt het begroeibaar areaal toe als er natuurvriendelijke oevers worden aangelegd. Bij de beoordeling van de oeverbegroeiing wordt dan bijna altijd geconstateerd dat het begroeibare areaal voor (bijna) 100% is begroeid en bij aanleg van een natuurvriendelijke oever wordt aanvankelijk een lagere beoordeling berekend. Deze werkwijze leidt niet tot een realistisch kwaliteitsoordeel.

1.7.1 Meren

Alleen de breedte van het begroeibaar areaal is lastig vast te stellen, de lengte van het begroeibare areaal is altijd gelijk aan de gehele oeverlengte.

Veelal is de historische breedte van de oeverbreedte lastig te achterhalen. Modelmatig vaststellen is ook niet gemakkelijk omdat de breedte heel sterk afhankelijk landschapseigenschappen die per meer verschillen:

- de helling van de oever
- de natuurlijke peilfluctuatie
- de grootte van het meer
- de vorm van het meer

Een pragmatische oplossing voor dit probleem is het hanteren van referentie oeverbreedtes met een bescheiden waarde. Concrete data over de meest voorkomende natuurlijke oeverbreedte zijn hier niet gebruikt als uitgangspunt, hoewel dat wel beter zou zijn geweest. In plaats daarvan is een inschatting gemaakt van de breedte die meeste meren waarschijnlijk minimaal hebben gehad en waarvoor kan worden gesteld dat de invloed van en op de waterkwaliteit maximaal tot deze breedte aanwezig was.

Uitgangspunt bij de inschatting was dat voor een ondiep meer van 1000 ha een breedte van 100 meter oeverbegroeiing kon worden verondersteld. Voor grotere en kleinere meren is de breedte daarvan naar verhouding afgeleid.

! *Bij gebrek aan modelmatige afleiding van de natuurlijke oeverbreedte wordt een referentie breedte gehanteerd.*

Tabel 2. referentie breedte van de oeverbegroeiing (nieuw)

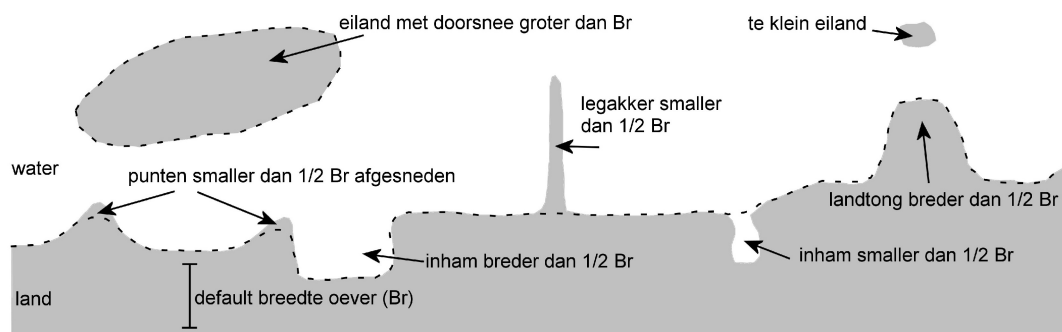
| | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-----------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| oever (m) | 0 | 20 | 0 | 0 | 100 | 10 | 0 | 0 | 100 | 250 | 20 | 100 | 10 | 20 | 0 | 100 | 1 | 1 |

De breedtes voor de watertypen M30 en M31 zijn zeer laag gesteld omdat deze watertypen geen dimensie kennen in hun definitie, waardoor deze typen zowel (zeer) kleine als (zeer) grote wateren omvatten. In de praktijk wordt op deze manier alleen de aanwezigheid van een oeverbegroeiing in de lengte beoordeeld. Als dat uiteindelijk toch nodig is, moeten deze typen worden opgesplitst.

Een lang en smal of een grillig gevormd meer heeft verhoudingsgewijs een groter oppervlakte rietoevers ten opzichte van het meeroppervlak dan een rond meer, maar de gemiddelde breedte is meestal juist kleiner. Om hier op een gestandaardiseerde manier mee om te gaan moet een regel worden opgesteld welke grilligheid nog wordt meegenomen in de lengte van de oever en welke niet.

- ! *Bij onregelmatige gevormde meren moeten landtongen, (schier-)eilanden en andere onregelmatige vormen die een breedte hebben van minder dan de helft van de breedte van het begroeibaar areaal van de oeverbegroeiing worden uitgesloten voor beoordeling van de oeverlengte.*

Figuur 1. Oeverlengte (gestippeld) die wordt gehanteerd bij onregelmatige oevervormen; Br = referentie oeverbreedte.



Het begroeibaar areaal kan op deze manier worden berekend door de volgende formule:

$$B = \text{oeverlengte} \times \text{type-specifieke referentie oeverbreedte}$$

N.B. Voor de beoordeling wordt de mate waarin het begroeibaar areaal is begroeid voor breedte en lengte afzonderlijk berekend.

1.7.2 *Getijderivieren*

Bij getijderivieren (type R8) is het probleem in principe vergelijkbaar met dat van de meren, maar doordat tenminste een deel van de huidige waterlichamen nog een natuurlijk profiel en peilschommelingen heeft is er veelal goed te achterhalen wat de breedte van het begroeibaar areaal is. Ook in sterk veranderde waterlichamen is het oorspronkelijk begroeibaar areaal goed te reconstrueren.

De breedte van de zone waarin biezenvoorkomen is niet de gehele breedte van getijdenslag (hoogteverschil tussen gemiddeld hoog water en gemiddeld laag water), en de breedte neemt af naarmate de getijdenslag kleiner is. Bij een getijdenslag van 0,80 m is de breedte waarin biezenvoorkomen of althans voorkomen 0,30 m (hoogteverschil) en bij een getijdenslag van 0,30 m is dat nog

0,05 m. Voor elke andere getijdenslag wordt lineaire interpolatie/extrapolatie toegepast: hoogteverschil = 0,5 * getijdenslag - 0,10 (m).

Het begroeibaar areaal voor deze begroeiing is dus smaller dan wat voor het uitgangspunt voor oeverbegroeiing geldt (gehele zone tussen hoog- en laag-water). De breedte van het begroeibaar areaal is verder afhankelijk van de profielhelling. De breedte is direct af te leiden uit hoogte/dieptekaarten waar de profielhelling niet is veranderd door ingrepen. Voor de gebieden waar de profielhelling wel is veranderd kan de zelfde breedte als elders in het waterlichaam of vergelijkbaar waterlichaam met dezelfde getijdenslag worden gehanteerd.

- ! *Een vaste referentie breedte kan niet worden vastgesteld omdat de getijdenslag landinwaarts steeds smaller wordt en de helling van het profiel binnen het type een zeer grote variatie kent.*

1.7.3 *Beken*

Uit de aard van de te beoordelen begroeiing in beken volgt dat de breedte van deze begroeiing van ondergeschikt belang is. Alleen het gegeven dat er schaduwgevende bomen op of langs de oever staan is relevant, niet hoe breed die zone is. Althans niet voor de beoordeling van de waterkwaliteit. Wanneer de zone breder is zal de kwaliteit weliswaar toenemen, maar niet in die mate dat daaruit vergaande consequenties moeten worden getrokken. Alleen als de dichtheid van de bomen, uitgedrukt in percentage bedekking, zo laag wordt dat er niet wezenlijk meer sprake is van beschaduwing, is de beoordeling van de kwaliteit ervan in het geding. Het begroeibaar areaal moet bij deze watertypen dan ook worden beoordelend op basis van lengten en niet op basis van oppervlakten. Het begroeibaar areaal is dus de gehele beeklengte en heeft alleen een minimum-breedte om als oeverbegroeiing in beschouwing te worden genomen.

1.7.4 *Kleine rivieren*

Voor kleine rivieren geldt in principe hetzelfde als voor beken. Alleen de lengte waarover de moerasverlandingsvegetatie aanwezig is van belang, althans als deze een zeker minimumbreedte vertoont. Deze breedte wordt op 5 m gesteld. Indien de aangetroffen vegetatie smaller is, dan neemt de relatie met de waterkwaliteit evenredig af en dat komt tot uiting in de beoordeling. In feite is het begroeibaar areaal daarmee op 5 meter breedte gesteld en kan het oppervlakte dat begroeid is worden beoordeeld.

1.7.5 *Bronnen*

In bronnen is het moeilijk aan te geven waar het begroeibaar areaal precies ligt. Meestal betreft een het smalle zone, vaak maar één of enkele meters breed.

1.8 **Rekenen met bedekking of met areaal?**

Er bestaan twee verschillende methoden om de abundantie van een groeivorm te berekenen, met sterk verschillende uitkomsten.

Bij bemonstering van vegetatie wordt doorgaans de dichtheid van de vegetatie in één of meerdere representatieve proefvlakken gemeten. Voor schatting van de abundantie van de groeivormen wordt de totale bedekking van de betreffende groeivormen in de begroeiing geschat als percentage bedekking.

Daarnaast wordt ingeschat voor welk percentage van het waterlichaam of het begroeibaar areaal het proefvlak representatief is. Als een dergelijke schatting niet mogelijk is of de proefvlakken zijn willekeurig gekozen dan is de representativiteit van alle proefvlakken gelijk.

Het bedekkingspercentage kan als schatting dienen voor het gehele begroeibaar areaal. Bij meerdere proefvlakken wordt het percentage gemiddeld, gewogen naar de representativiteit.

Een andere vorm van abundantiebepaling van een groeivorm is het berekenen van het percentage van het areaal waarin de groeivorm voorkomt. Dat is veelal het gevolg van een andere monitoringsmethode, waarbij voor het vaststellen van de abundantie van de groeivorm een kartering wordt uitgevoerd en de meting wordt uitgevoerd op basis van arealen waarin bepaalde vegetatietypen zijn aangetroffen. Er worden dan ook proefvlakken opgenomen, maar die dienen om de vegetatietypen te beschrijven. Het bedekkingpercentage en de eventuele soortensamenstelling in die proefvlakken wordt dan gebruikt als criterium of de groeivorm aanwezig is. Vervolgens worden de percentages waarvoor de proefvlakken representatief zijn bij elkaar geteld om de abundantie te berekenen.

Tabel 3. Voorbeeld met 4 proefvlakken in de submerse begroeiing

| proefvlak | 1 | 2 | 3 | 4 |
|-----------------------------------|---|----|----|----|
| totale bedekking submers (%) | 10 | 20 | 1 | 25 |
| representativiteit (%) | 15 | 25 | 40 | 20 |
| gemiddelde bedekking | $(10 + 20 + 1 + 24) / 4 = 14 \%$ | | | |
| gewogen gemiddelde bedekking | $(10 \times 15 + 20 \times 25 + 1 \times 40 + 24 \times 20) / 100 = 7,15\%$ | | | |
| begroeid areaal (criterium: > 5%) | $15 \times 1 + 25 \times 1 + 40 \times 0 + 20 \times 1 = 60 \%$ | | | |

Zoals uit de voorbeelden in tabel 3 duidelijk naar voren komt geeft het berekenen van het begroeid areaal gemakkelijk een overschatting wanneer de totale bedekking doorgaans niet al te hoog is. Het rekenen met arealen, soms ook wel externe bedekking genoemd, wordt daarom niet toegepast.

- ! *Voor het berekenen van de uiteindelijke bedekking wordt altijd uitgegaan van de geschatte bedekking in het proefvlak en als er moet worden gemiddeld, dan gebeurt dat op basis van die bedekking. Uit de grootte van de arealen die zijn begroeid wordt hoogstens de representativiteit van de proefvlakken die erin liggen afgeleid en deze dient alleen als wegingsfactor voor het middelen over een transect of over het gehele waterlichaam.*

Voor de groeivormen submers, emers, drijfblad, flab en kroos wordt deze berekening van de gewogen gemiddelde bedekking onverkort toegepast. Deze sluit ook het beste aan bij de praktijk van de monitoring. De vegetatie wordt in proefvlakken opgenomen, waarbinnen de totale bedekking per groeivorm wordt geschat en van elk proefvlak wordt in principe ook de representativiteit vastgesteld. Bij ontbreken van gegevens over representativiteit, bij random bemonstering of bij vlak dekkende bemonstering kan de weging achterwege blijven of alle wegingsfactoren gelijk te stellen.

Wanneer delen van het waterlichaam die tot het begroeibare areaal behoren onbegroeid zijn en ook niet zijn opgenomen, dan kan dat blijken uit de som van de representativiteit van de proefvlakken die geen 100% is, of door een dummy-proefvlak met voor alle bedekkingswaarden een 0.

Bij de groeivorm oever bij meren en beken wordt een criterium gesteld waaraan de dichtheid moet voldoen. Het areaal van de begroeiing dat daaraan voldoet wordt vergeleken met het begroeibaar areaal voor een vaststellen van het percentage dat getoetst wordt. Er kan dus ook gesteld worden dat hier wel de zogenaamde externe bedekking beoordeeld wordt.

Om de berekening uniform te houden kan de gemeten (ook wel intern genoemde) bedekking worden afgerond naar 100% (voldoet) of naar 0% (voldoet niet) om daarna de berekening op dezelfde manier uit te voeren als voor de andere groeivormen.

1.9 Monitoring en berekening van de deelmaatlat oever

1.9.1 Monitoring

In het handboek hydrobiologie wordt geadviseerd altijd alle lagen in de begroeiing op te nemen. In de vegetatiekunde is het gebruikelijk om minimaal een boomlaag, een struiklaag, een kruidlaag en een moslaag te onderscheiden. Voor specifiek onderzoek wordt ook onderscheid gemaakt tussen hoge en lage kruidlagen. Voor de KRW-maatlat oeverbegroeiing volstaat de schatting van de hoge kruidlaag en voor de beken volstaat de schatting van de boomlaag en de struiklaag. Op basis van de aanwezige soorten en hun dichtheid kan worden gesteld of aan de criteria voor een oeverbegroeiing wordt voldaan.

Een normatieve kwaliteitseis (75% bedekking bij meren en 50% bij beken) kan er in theorie toe leiden dat twee oevers met vrijwel gelijke begroeiing, die worden ingeschat net boven of net onder deze eis heel verschillend worden beoordeeld. Dat wordt meestal gecompenseerd door veel waarnemingen te doen. In verreweg de meeste waarnemingen zal het gemeten percentage duidelijk boven de eis liggen of de bedoelde oevervegetatie is helemaal niet aanwezig.

Bij meren zijn onderbrekingen in de gesloten begroeiing mogelijk als deze hoogstens 5% van het totale oppervlakte van de groeivorm beslaan én zich niet over de gehele breedte van de oeverbegroeiing uitstrekken. Onderbrekingen die groter zijn en onderbrekingen die de gehele breedte van de oeverzone beslaan moeten worden beschouwd als een verminderde aanwezigheid in de lengterichting. Dit uit zich in een waarde voor het lengtepercentage in het proefvlak dat lager is dan 100%

Bij beken doet zich dezelfde situatie voor als binnen het proefvlak verspreide (groepjes van) bomen of struiken langs de oever staan. In zo'n geval kan men de ruimte ertussen opvatten als onderbrekingen en het percentage van de oeverlengte dat een boomkruin heeft met meer dan 50% bedekking schatten. Het percentage oeverlengte dat dan een gesloten boomkruin heeft wordt dan beoordeeld.

- ! *Als er zich onderbrekingen voordoen in de oeverbegroeiing die duidelijk als patronen zijn te herkennen, dan wordt dat niet tot uiting gebracht in de gemiddelde bedekking van de begroeiing, maar in de lengte waarover de begroeiing zich voordoet, ook binnen een proefvlak.*

1.9.2 Meren

Het belang van de breedte van de oevers staat in een andere verhouding tot de kwaliteit dan het belang van de lengte. Een lineair verband tussen begroeide oeverlengte en de kwaliteit is goed te verantwoorden, een lineair verband tussen de breedte en de kwaliteit niet.

Het is zelfs te verantwoorden dat een rietkraag slechts een bepaalde breedte hoeft te hebben om de meeste ecologische functies te kunnen vervullen. Extra breedte aan de landkant zou dan weinig uitmaken voor de waterkwaliteit. Dit is vooral bij een vast peil een legitieme redenering, veel minder bij een meer met natuurlijke peilschommelingen.

Dit heeft ertoe geleid dat er in het extreme wel geprobeerd is om alleen de lengte van de oever in de berekening te betrekken, waarbij de kwaliteit van de oevers aan zekere minimumeisen moest voldoen. De beoordeling van de oeverbegroeiing is dan gebaseerd op het percentage van de oeverlengte waarop een goed ontwikkelde oevervegetatie aanwezig is. De eisen voor wat goed is zijn dan onder andere in (minimum) oeverbreedte verwoord. Dit is dezelfde redenering als bij de houtopstanden langs beken, maar daarbij gaat de beoordeling van de oeverbreedte geheel verloren, en dat is met name bij beoordeling aan de natuurlijke toestand ongewenst.

Om met afnemende meerwaarde bij bredere oevers rekening te houden is het mogelijk te rekenen met een logaritmisch of een kwadratische verband. Wanneer dan bijvoorbeeld als referentie (breedte van het begroeibaar areaal) een rietkraag van 100 meter breedte geldt, dan krijgt een rietkraag van 10 meter breedte niet een $EKR=0,1$, maar een $EKR=0,32$ (bij kwadratisch verband) of $EKR=0,50$ (bij logaritmisch verband). Bij het kwadratisch verband ligt $EKR=0,6$ bij 36 meter breedte, bij een logaritmisch verband bij 15 m. Het logaritmisch verband weerspiegelt daarmee het beste de werkelijke kwaliteit.

Zo'n logaritmische verband tussen oeverbreedte en kwaliteit lost meteen een groot deel van de problemen op met het vaststellen van het begroeibaar areaal: de absolute breedte daarvan wordt dan van veel kleinere invloed op de beoordeling.

Deze manier van rekenen werkt echter averechts door bij onderbrekingen in de lengte als er met oppervlakten wordt gerekend. Als zo'n oever over slechts 10% van de oeverlengte is begroeid met zo'n brede rietkraag, dan levert dat ook een $EKR=0,30$ op, terwijl in feite 90% van de oeverbegroeiing mist.

Daarom wordt de beoordeling opgesplitst in een beoordeling van de lengte en de breedte die begroeid is. De beoordeling van de lengte van de oeverbegroeiing wordt lineair berekend en de breedte wordt aflopend berekend.

Dit lijkt ingewikkeld, maar is dat in praktijk niet omdat het beter aansluit bij de monitoring. Daarbij wordt namelijk de breedte van de oeverbegroeiing op een andere manier vastgesteld dan de lengte, de basismetingen bestaan dus al uit deze twee verschillende getallen.

De beoordeling wordt dan gebaseerd op het percentage oeverbegroeiing P:

$$P = PI \times \log(B+1) / \log(Br+1)$$

waarbij:

PI = percentage in de lengte van de oever met de bedoelde begroeiing;

B = de gemiddelde breedte (in m) van de bedoelde begroeiing;
Br = de breedte van het begroeibaar areaal van het betreffende waterlichaam.

Indien B groter is dan Br dan wordt B voor berekening gelijkgesteld aan Br. Het product P wordt getoetst aan de maatlat.

De optelling met 1 is nodig omdat de logaritme van 1 de waarde 0 heeft. Een breedte van 0 zou anders een negatieve waarde aan de logaritme geven.

1.9.3 *Getijderivieren*

Voor de getijderivieren geldt in veel mindere mate dat een afnemende breedte geen lineair verband met de kwaliteit heeft. Bovendien behelst het begroeibare areaal slechts een deel van de getijdeslag en kan verspreid voorkomen, afhankelijk van de onregelmatigheid van het profiel.

In de huidige maatlatten was de redenering over het aflopende verband met de kwaliteit al weerspiegeld in de maatlatgrenzen, zonder loskoppeling van lengte en breedte. Dat is ook niet echt nodig omdat in de praktijk bij de monitoring van deze waterlichamen toch meestal al oppervlakten van biezenvelden worden gemeten.

1.9.4 *Beken*

De beoordeling vindt plaats op basis van lengte oeverbegroeiing ten opzichte van het begroeibare areaal, dat is de gehele beeklengte.

Voor monitoring volstaat dus de vaststelling welk deel van de beek een (gesloten houtachtige) oeverbegroeiing heeft.

De eerder geformuleerde kwaliteitseis dat de boomlaag tenminste 50% bedekking moet geven moet echter worden verfijnd omdat de schatting op verschillende manieren kan gebeuren met heel verschillende uitkomsten. Dat komt vooral doordat de bedekking in de breedte-richting sterk kan variëren.

De bomen moeten een bedekking gegeven van 50% in de zone recht boven de eerste meters van de oeverzone vanaf het water gerekend. De grens van dit 'begroeibare' areaal wordt vastgesteld op de manier die ook bij oevers van meren gebruikelijk is, namelijk met behulp van de vegetatiestructuur in de kruidlaag.

De vraag hoe ver de bomen van het water af staan, en of bijvoorbeeld stammen wel of niet in het hellende deel van de oever staan, is feitelijk niet relevant, maar om praktisch redenen kan er het beste van worden uitgegaan dat de bomen waarvan de bedekking van de kruin wordt geschat niet meer dan een meter met hun stam van die waterlijn af mogen staan.

De dichtheidschatting van een boomkruin zelf geeft ook reden tot discussie. Hier wordt bedoeld de dichtheid waarbij de ruimte tussen de bladen bij de schatting wordt betrokken als open ruimte. Als de dichtheid wordt geschat waarbij de kruin van de bomen als gesloten wordt beschouwd dat moet de bedekking hoger zijn.

! *Wanneer een methode van schatten wordt gebruikt waarbij de kronen als gesloten worden beschouwd, dan moet de bedekking minimaal 75% zijn.*

Representativiteit van de schatting over de gehele lengte van de beek kan via luchtfotos vrij nauwkeurig worden vastgesteld.

Het percentage dat wordt getoetst wordt dan op de volgende manier berekend:

$$P = \sum (P_i \times V_i) / (\sum V_i)$$

waarbij:

PI_i = lengtepercentage van de begroeiing binnen proefvlak i ; in een gesloten begroeiing is dat 100, bij afwezigheid van bomen en struiken is dat 0; in de bijzondere situatie waarin groepen met gesloten kruin voorkomen is dat het percentage waarin dat optreedt binnen het proefvlak;

V_i = wegingsfactor van het traject waarvoor het proefvlak representatief is, bijvoorbeeld het aantal in kilometers vergelijkbaar beeklengte.

Er moet een regel worden gesteld voor het onderscheid tussen éézijdige en tweezijdige oeverbegroeiingen. Een beek met slechts op één zijde houtachtige begroeiing heeft per definitie minder dan 50% bedekking, maar hier geldt dat er zich patronen voordoen. De helft van de oeverlengte binnen het proefvlak heeft dan een oeverbegroeiing die aan het criterium voldoet, dan andere helft niet. Dat betekent dat hier een lengtepercentage van 50% wordt vastgesteld binnen het proefvlak.

Deze werkwijze wordt gehanteerd bij de smallere beken, waarbij de kronen van beide oevers elkaar boven de beek kunnen raken. Voor de bredere beken worden de oevers afzonderlijke beoordeeld.

Met smal wordt hier bedoeld minder dan 8 meter breed. Dat is de scheiding tussen de watertypen R5 en R6, en tussen R14 en R15 en dat sluit ook aan bij de monitoringsvoorschriften van het Handboek Hydrobiologie. Daarin wordt aangegeven om in smallere beken beide oevers en in bredere beken en rivieren de oevers éézijdig op te nemen.

1.9.5 *Kleine rivieren*

De beoordeling betreft in principe, net als bij beken, de lengte van de beek, maar als de zone met moerasverlandingsvegetatie smaller is dan het gestelde minimum van 5 meter, dan wordt het percentage bedekking evenredig verminderd. In feite wordt de oppervlakte-verhouding tussen aangetroffen begroeiing en begroeibaar areaal berekend, maar uit praktische overwegingen kan dat ook worden vastgesteld door de aanwezigheid in de lengte te vermenigvuldigen met de gemiddelde breedte gedeeld door 5 voor zover de zone smaller is dan 5 meter.

1.9.6 *Bronnen*

Voor bronnen geldt hetzelfde als voor kleine rivieren, maar dan met een breedte van 1 meter en waar de moslaag optimaal is ontwikkeld. Tenminste moet zowel de totale bedekking van de moslaag als de lage kruidlaag worden opgenomen. De berekening lijkt op die van de kleine rivieren, maar de toetswaarde is het percentage bedekking van de moslaag óf het quotiënt van de bedekkingen van de moslaag en de lage kruidlaag. Dat moet nog nader worden uitgewerkt.

1.10 **Overige aanpassingen in de maatlatgrenzen**

In de tabellen met maatlatgrenzen voor de groeivorm submers waren kleine foutjes geslopen waar de referentiewaarden niet 100%, maar wel hoog waren. Als de referentie niet 100% is, dan moet geconcludeerd worden dat een bedekking tussen de referentie en 100% een lagere EKR moet hebben. Een bedekking boven de referentie zou ook allemaal een EKR van 1,0 kunnen krijgen, maar dan is er geen reden de referentie lager vast te stellen dan 100%.

Voor de groeivorm oever is de score voor een bedekking van 100% wel op EKR=1,0 gezet, en eveneens is voor flab en kroos is steeds de bedekking van 0% op EKR=1,0 gezet. Het gaat bij deze groeivormen niet om een optimum. Voor de eindbeoordeling is dit bij flab en kroos overigens niet relevant.

Bij alle maatlatten voor de groeivorm emers is de hoogste bedekking die wordt beoordeeld teruggebracht naar 75% omdat deze groeivorm per definitie geen hogere bedekking kan aannemen (behalve bij de grote rivieren, maar daar wordt deze groeivorm niet beoordeeld).

Uit de intercalibratie is een kleine bijstelling voor de maatlatgrenzen voor de groeivorm submers bij de EKR-waarden van 0,4 en 0,8.

Voor de groeivorm submers in de kleineren rivieren is de hele maatlat een klasse opgeschoven, omdat in de praktijk door de meeste gebruikers de referentiebedekking als te hoog werd ervaren. De maatlatten van de grote rivieren (R7, R8 en R16) kenden al een veel lagere bedekking als referentie.

De maatlatgrenzen voor de oeverbegroeiing van type R4 blijken te laag te liggen. Bij dit type mogen hogere bedekkingen worden verwacht dan bij R5 en R6 en de huidige, lagere bedekkingen berusten daarom vermoedelijk op een vergissing. De verhoudingen zijn vergelijkbaar met die tussen type R13, R14 en R15 die wel logisch zijn. Dit kan worden hersteld door voor de groeivorm oever van type R4 de maatlatgrenzen van type R13 over te nemen.¹

1.11 Monitoring loskoppelen van vaststelling begroeibare areaal

Er werd veelal ten onrechte gedacht dat men bij het bemonsteren van de vegetatie ook het begroeibare areaal moet vaststellen. Dat wordt mede in de hand gewerkt door de voorschriften in het Protocol Toetsen en beoordelen (Faber *et al.*, 2011), waarbij geen duidelijk onderscheid wordt gemaakt tussen het vaststellen van het begroeibaar areaal en de overwegingen bij het kiezen van de grenzen van een proefvlak. Er wordt expliciet beschreven dat de bedekking moet worden geschat ten opzichte van het begroeibaar areaal.

Dit heeft als consequentie dat tijdens veldwerk niet allen de grens van de actuele begroeiing maar ook het begroeibaar areaal moet worden ingemeten en dat de data die worden verzameld al meteen een verhouding daartussen daarvan zijn. Nog afgezien dat het in de praktijk grote problemen blijkt op te leveren, worden deze data ook onbruikbaar op het moment dat het inzicht over begroeibaar areaal verandert.

- ! *Het begroeibaar areaal en de abundantie van de begroeiing moeten als aparte gegevens worden vastgesteld en bewaard.*

Het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2010) beschrijft wél dat de actuele vegetatie als zodanig moet worden opgenomen.

Het begroeibare areaal is een onveranderlijk waterlichaam-kenmerk dat eenmalig kan worden vastgesteld op basis van de geomorfologie of overgenomen van referentie-breedtes.

Bij het kiezen van de grenzen van proefvlakken moet wel rekening worden gehouden met de begroeibaar areaal door deze niet daarbuiten te leggen. Dat is

¹ Aanpassing na druk van maatlatdocument, errata januari 2013

verwerkt in de voorschriften in het Handboek Hydrobiologie. De bedekkings-schattingen moeten altijd ten opzichte van de proefvlakgrenzen worden gemaakt.

1.12 Eindoordeel van de deelmaatlat

In principe wordt het oordeel voor de deelmaatlat groeivormen berekend uit het gemiddelde van de beoordeling voor de afzonderlijke groeivormen. Sommige groeivormen zijn bij sommige watertypen niet relevant en worden dan niet mee gerekend. De groeivormen flab en kroos worden ook als niet relevant beschouwd als ze een oordeel hoger dan 0,6 halen.

In de huidige maatlatten wegen alle groeivormen, indien relevant, even zwaar. Er was geen duidelijk aanleiding om sommige groeivormen zwaarder te laten wegen dan andere. Bij de herziening is die reden er wel.

In de grote meren werden alleen de groeivormen submers en oever beoordeeld. Of dit terecht is kan worden bekeken door de consequentie van extreem grote verschillen in beoordeling te beschouwen. Door beide groeivormen even zwaar te tellen is het eindoordeel van submers = zeer goed en oever = slecht hetzelfde als submers = slecht en oever = zeer goed, namelijk matig. Dit is verdedigbaar, zeker omdat elke wegingsfactor betwistbaar is.

In de herziene maatlat komen er bij de grote meren echter twee groeivormen bij in de beoordeling: emers en drijfblad. Deze beide groeivormen zijn eigenlijk een nuancering van de beoordeling van de oeveromgeving. Als alle groeivormen even zwaar worden gewogen, dan wordt de oeveromgeving dus feitelijk 3x zo zwaar gewogen als de submerse groeivorm.

Temeer omdat in de grote meren de submerse groeivorm een veel grotere oppervlakte inneemt, zou dat niet terecht zijn. Om de weging weer in evenwicht te brengen, en niet te veel af te wijken van de huidige maatlatten, moet de submerse groeivorm 3 x zo zwaar wegen als de andere groeivormen.

Een consequente toepassing van deze redenering leidt tot een weging 2 of 3 voor de groeivorm submers bij meeste M-typen.

2 Deelmaatlat soortensamenstelling

Het uitgangspunt van de beoordeling op soortensamenstelling is dat in een waterlichaam in natuurlijke toestand de kenmerkende en constante vertegenwoordigers van alle kenmerkende plantengemeenschappen voorkomen. Ontbreken van één of meerdere van deze soorten wordt beschouwd als gevolg van verstoring en geeft verlaagde kwaliteit aan. De oorzaak van dit verlies wordt niet benoemd in termen van pressoren, de beoordeling zou op deze manier gevoelig zijn voor alle denkbare pressoren. De procedure om tot een keuze van de soorten en kun score te komen staat uitputtend beschreven in het achtergronddocument (Van den Berg & Pot, 2007).

2.1 Vastgestelde problemen

2.1.1 Monitoringsinspanning

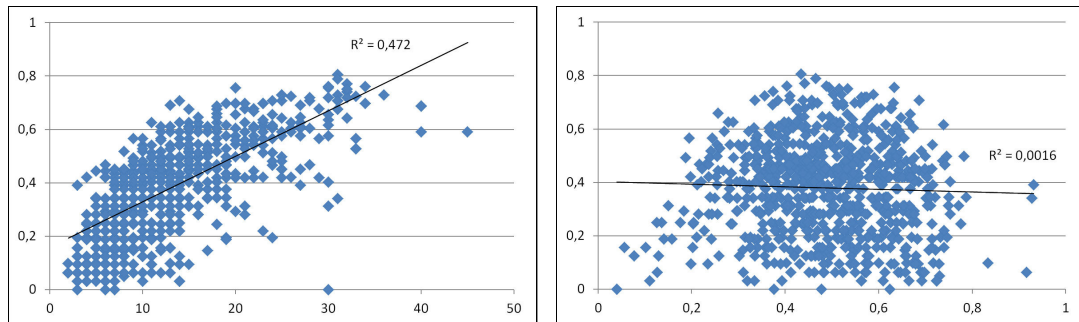
Om de beoordeling uit te voeren werd oorspronkelijk verondersteld dat alle soorten uit het waterlichaam bekend moeten zijn. Bij de validatie van de maatlatten (Evers *et al.*, 2005) en de eerste ronde van de intercalibratie (Pot, 2007), bleek dat dit te hoog was gegrepen. De maatlatten zijn bijgesteld met het uitgangspunt dat alle soorten met een redelijk kans op aantreffen in de referentiesituatie moeten worden gevonden. Om dat te bereiken is een standaard monitoringsvoorschrift gemaakt met de eis dat er minimaal 6 vegetatieopnamen worden gemaakt (Splunder *et al.*, 2006).

Het blijkt echter dat dat niet zo werkt:

- ▶ er blijken soms veel meer vegetatieopnamen nodig te zijn voor een volledig beeld, maar soms ook juist niet, afhankelijk van de totale dichtheid van begroeiing en de ruimtelijke variatie: bij een geringe dichtheid zijn meer opnamen nodig en bij een monotone begroeiing minder;
- ▶ er is behoefte aan beoordeling van afzonderlijke vegetatieopnamen; om ruimtelijke variatie in waterlichamen te kunnen onderzoeken, om internationale vergelijking te kunnen doen en om ook een minimumprogramma voor monitoring betekenis te geven;
- ▶ de maatlat is gevalideerd op 6 opnamen in een waterlichaam met een redelijk hoge totale dichtheid; elke afwijking van het aantal opnamen of de totale dichtheid van de begroeiing heeft direct grote invloed op de beoordeling;
- ▶ ervaren monsternemers vinden meer soorten dan onervaren monsternemers met een duidelijk hogere score tot gevolg;
- ▶ de grootte van de proefvlakken voor vegetatieopnamen is maar beperkt gestandaardiseerd; in grotere proefvlakken worden meer soorten gevonden dan in kleinere;
- ▶ er zijn verschillende monitoringsmethoden in gebruik, met name voor verschillende watertypen; deze zijn ook beschreven in het Handboek Hydrobiologie, maar leiden tot verschillende resultaten bij beoordeling.

Dat het aantal soorten dat wordt gevonden een hele sterke relatie heeft met de score was op grond van de methode van berekenen de beoordeling wel te verwachten, maar dat soortenrijkdom en zelf een allesoverheersende invloed heeft op het resultaat maakt dat de methode zijn doel voorbij schiet. Dit laat zich illustreren in figuur 2 door vergelijking van de soortenrijkdom en de score van de huidige maatlat te vergelijken met de score van de gemeenschappelijke maatlat die voor R-typen bij de intercalibratie is ontwikkeld (mICM-rivers).

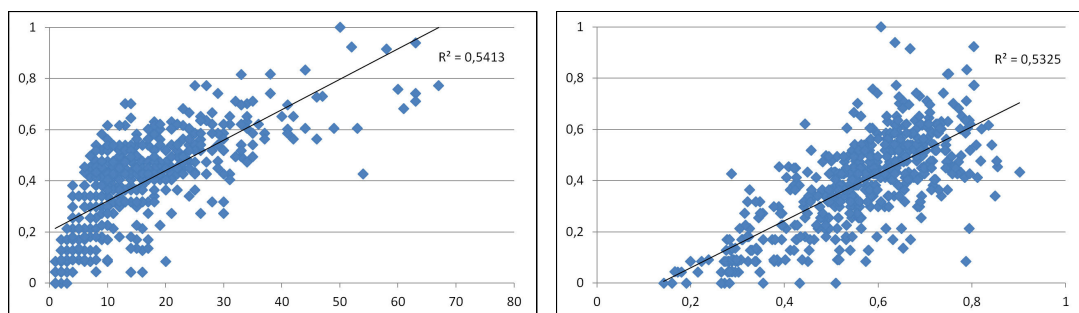
Figuur 2. De relatie tussen soortenrijkdom en de huidige Nederlandse maatlat (links) en de relatie tussen de intercalibratie-maatlat en de huidige Nederlandse maatlat uitgezet (rechts) van 787 monsters die zijn gebruikt bij de intercalibratie voor rivieren.



Als we de ervan uit gaan dat de intercalibratie-maatlat, als het gemiddelde oordeel van de Europese maatlatten, een redelijke schatting van kwaliteit is, dan moet worden geconcludeerd dat de score geen relatie met de kwaliteit heeft, maar voornamelijk door de soortenrijkdom wordt bepaald. Deze vergelijking betreft weliswaar individuele opnamen en daarmee wordt voorbijgegaan aan de Nederlandse methode om 6 opnamen geaggregeerd te beoordelen, maar dat zou voor zo'n grote dataset alleen tot een lagere van de beoordeling op de Nederlandse maatlat moeten leiden.

Bij meren is hetzelfde beeld te zien wat de relatie met soortenaantal betreft, maar pakt de vergelijking met de score van de gemeenschappelijke maatlat die voor M-typen bij de intercalibratie is ontwikkeld (CM-lakes) beter uit: figuur 3

Figuur 3. De relatie tussen soortenrijkdom en de huidige Nederlandse maatlat (links) en de relatie tussen de intercalibratie-maatlat en de huidige Nederlandse maatlat uitgezet (rechts) van 507 monsters die zijn gebruikt bij de intercalibratie voor meren.



2.1.2 Onevenwichtige scores

Het blijkt dat, met name bij de R-typen, dat de verhouding tussen de invloeden van de soorten zeer onevenwichtig is. Het aantal soorten dat een geringe bijdrage in de score levert (triviale soorten) is veel groter dan het aantal soorten dat een veel hogere bijdrage levert (kritische soorten). Dat heeft tot gevolg dat waterlichamen met veel soorten die een geringe bijdrage per soort leveren een veel hogere score geven dan waterlichamen met een relatief hoog aantal soorten die een veel hogere bijdrage per soort leveren. De verhouding tussen de score van deze soorten moet dus worden aangepast.

2.1.3 *Missende soorten*

Er blijken met de methode van selecteren van soorten (Van den Berg & Pot, 2007) een aantal soorten ten onrechte niet in de maatlat zijn opgenomen. Dit gemis geeft geen structurele afwijkingen aan de beoordeling, maar verminderd wel het beoordelingsvermogen van de maatlat, met name als het redelijk algemene soorten betreft.

2.2 **Oplossingen**

De meeste oplossingen zijn al eerder onderzocht (Pot en Coops, 2009) en deze studie bouwt voor een belangrijk deel hierop voort.

2.2.1 *Beoordeling per meetpunt*

Een belangrijke reden voor de problemen met de afhankelijkheid van de monitoringsinspanning is dat de beoordeling plaatsvindt op basis van geaggregeerde gegevens voor het gehele waterlichaam. Dat veroorzaakt met name bij rivieren ook moeilijkheden bij intercalibratie. Het standaardiseren van de monitoringsinspanning zoals dat is gepoogd in de Richtlijnen (Splunder *et al.*, 2006) blijkt niet te hebben gewerkt, met name ook omdat de richtlijn niet werd gevolgd. De redenen daarvoor waren enerzijds dat in veel waterlichamen met minder opnamen alle variatie al is beschreven, anderzijds dat met minder opnamen per waterlichaam meer waterlichamen kunnen worden onderzocht met hetzelfde budget. Bovendien was dat de gangbare monitoringspraktijk bij de regionale waterbeheerders.

De meest radicale oplossing is om de methode om te vormen naar per beoordeling per meetpunt en de invloed van het aantal gevonden soorten te minimaliseren. Aanpassingen die dat mogelijk maken zijn:

- ▶ introduceren van negatieve scores voor soorten die een lage kwaliteit indiceren;
- ▶ een of andere methode van delen door het aantal soorten.

2.2.2 *Evenwichtiger scores*

In de oorspronkelijke concept-maatlat (Van der Molen, 2004a, b) waren steeds twee lijsten van soorten (waterplanten en oeverplanten) die onafzonderlijk werden beoordeeld, waarna de beoordelingen werden gemiddeld. De afzonderlijke soortenlijst voor oevers is geschrapt naar aanleiding van de validatie (Evers *et al.*, 2005). Veel van de soorten uit de oeverplantenlijst, de evident amfibische soorten die ook in de intercalibratie een rol spelen, werden bij de rivieren wel op de maatlatten gehandhaafd (Van der Molen & Pot, 2007), zonder dat de manier van scores werd aangepast. De kans dat triviale amfibische soorten werden aangetroffen bleek veel groter dan de kans dat kritische soorten waterplanten werden aangetroffen. De verhouding tussen de scores moet daarom alsnog worden aangepast.

2.2.3 *Diversiteit*

Een belangrijk nadeel van de oplossingen om per meetpunt te beoordelen is dat het uitgangspunt van de beoordeling, dat de maatlat moet toetsen op compleetheit van de ecosystemen, onder druk komt te staan.

Een afgeleide maatstaf voor compleetheit kan daarvoor echter in de plaats worden gesteld, en dat is diversiteit. Voor toetsing van de diversiteit moeten dan toch

meerdere vegetatieopnamen worden gemaakt, waardoor dit onderdeel van de toetsing alleen kan worden uitgevoerd met meerdere vegetatieopnamen. Toetsing op diversiteit wordt daarom onderzocht in relatie tot aggregatie van de scores van meerdere vegetatieopnamen binnen een waterlichaam.

2.2.4 *Extra soorten*

Op basis van onderlinge vergelijking tussen de typen en suggesties van gebruikers en vanuit de intercalibratie zijn bij bepaalde typen enkele soorten toegevoegd.

Een belangrijke groep soorten die structureel werd gemist zijn de soorten uit het Alno-padion in de beken die ook worden beoordeeld op de abundantie oeverbegroeiing door middel van de schaduwgevende boomlaag. Een aantal soorten was via de aanwezigheid in andere gemeenschappen wel in de lijst gekomen, maar met name de houtachtige soorten mistte structureel.

2.3 **Negatieve scores**

In de huidige maatlatten is een negatieve score ook al min of meer toegepast door soorten niet te laten scoren wanneer ze in hogere dichtheid voorkomen. Door de scores voor alle dichtheden te verlagen komt de negatieve score in beeld. Precies dezelfde score wordt bereikt door in de huidige maatlat het aantal scorende soorten van de totaalscore af te trekken, dat is vorm van middelen van de scores per soort, maar door de scores expliciet negatief te stellen wordt dit beter inzichtelijk gemaakt.

Een probleem met negatief scorende soorten, net als met het middelen van de score per soort, is dat een hoge soortenrijkdom vrijwel altijd een nivellerend effect heeft, althans als de score bij aanwezigheid van de soort *altijd* negatief is. Wanneer er veel soorten aanwezig zijn, dan zijn er altijd zowel negatief als positief scorende soorten, en dus wordt de toestand dan altijd als middelmatig beoordeeld. Dit is ook het belangrijkste probleem bij de index-gebaseerde maatlatten van verschillende andere lidstaten.

Als methode om de mate van afwijking van de referentie vast te stellen is het gebruik van negatieve scores alleen te verdedigen bij een hoge abundantie van soorten die in de referentie nooit in hoge bedekking voorkomen. Deze soorten kunnen allemaal wel in lage bedekking voorkomen en moeten dan dus niet negatief scoren. Hiermee wordt het nivellerings-effect opgeheven.

Soorten die zelfs in lage bedekking niet voorkomen in de referentie kunnen geen score krijgen. In de huidige maatlatten zijn ze niet vermeld. Eventueel zouden soorten kunnen worden toegevoegd die niet scoren bij een lage abundantie, maar wel negatief bij een hogere abundantie. Een probleem is dat niet duidelijk is te begrenzen welke soorten wel en welke niet moeten worden opgenomen en bij onduidelijkheid hierover zijn maatlatgrenzen niet betrouwbaar vast te stellen.

Soorten die in de referentie wel in hoge bedekking kunnen voorkomen zonder dat daaraan een verminderde kwaliteit aan ten grondslag ligt moeten niet negatief scoren, ook niet in lage dichtheid.

- ! *Negatieve scores zijn toepasbaar voor soorten die kenmerkend zijn voor het waterlichaam in lage dichtheid, maar die toenemen onder invloed van een pressor; de negatieve score wordt dan bij een hogere aangetroffen abundantie gegeven.*

2.4 Gebalanceerde scores

De hoogte van de score per soort moet in verhouding staan tot de scores van de andere soorten die kunnen scoren. In elke maatlat moet de totale score van de meest kritische soorten ten minste zo hoog zijn als de totale score van de minst kritische soorten, omdat anders de minst kritische soorten samen een score kunnen opleveren die tot een goede beoordeling leidt, zonder dat de meest kritische soorten aanwezig zijn.

In de oorspronkelijke maatlat is sprake van categorisering van de soorten op basis van hun verwachte voorkomen in de vegetatietypen die kenmerkend zijn en de mate waarop de soorten indiceren voor verstoring.

Globaal komt deze categorisering neer op onderscheid tussen:

- kenmerkende soorten met een hoge trouwgraad
- kenmerkende soorten met een lage trouwgraad
- constante soorten met een hoge trouwgraad
- constante soorten met een lage trouwgraad
- constante soorten met een hogere trouwgraad in andere gemeenschappen

Bij sommige typen is meer nuance in de score aangebracht dan bij andere en het aantal soorten in elke categorie varieert ook.

2.4.1 Oorspronkelijke overwegingen

Het scoreverloop bij oplopende abundantie van de kenmerkende en de constante soorten is in de huidige maatlatten oplopend (bijvoorbeeld 2,3,4). Er is gesteld dat een hoge bedekking van een gering aantal kenmerkende soorten even goed moest worden beoordeeld als een groter aantal soorten in lagere bedekking. Dit geldt met name voor meren waarin tijdelijk soortenarme ontwikkelingsstadia met zeer kritische soorten (met name van kranswieren) kunnen voorkomen.

In rivieren is een zeer hoge bedekking van weinig soorten, met een beperkte kans van voorkomen van andere soorten, niet een hoog te waarderen situatie, ook niet als ontwikkelingsstadium. Een oplopend scoreverloop is daarom niet juist. In rivieren is een zeer hoge dichtheid van begroeiing eerder een teken van verstoring, door eutrofiering of verstuwning, waardoor de score voor de hoogste abundantie *juist lager* zou moeten zijn. Dit komt ook tot uitdrukking in de deelmaatlat groeivormen. De bedekking van groeivormen submers, drijfblad en emers kent een optimum-relatie met het kwaliteitsoordeel. De score voor soorten in de hoogste abundantieklasse moet daarom juist lager gesteld worden. Bij sommige typen waar de referentiebedekking van de groeivormen submers en drijfblad samen lager is dan 25% moet ook bij de middelste abundantieklasse de score lager zijn dan bij de laagste om niet in tegenspraak te zijn met de abundantie-maatlat.

In tabel 4 staan de verschillende scores en het aantal soorten dat als zodanig scoort in de huidige maatlatten bij de typen die door Pot en Coops (2009) zijn behandeld. De soorten die het betreft staan in bijlage 3.

Tabel 4. Verdeling van de scores in de huidige maatlatten van sommige R-typen met tussen haakjes het aantal soorten dat dit betreft

| categorie | R5 | R6 | R7 | R8 | R16 |
|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 1 (hoogste score) | 243 (9) | 244 (6) | | | 234 (11) |
| 2 | 132 (8) | 234 (15) | 134 (7) | 134 (10) | |
| 3 | 121 (14) | 123 (11) | 122 (22) | | |
| 4 | 111 (27) | 111 (29) | | 111 (57) | 111 (28) |
| 5 | | 230 (3) | | | |
| 6 | | 120 (2) | | | |
| 7 | | 110 (11) | 110 (2) | 110 (3) | 110 (2) |
| 8 (laagste score) | | 100 (4) | 100 (2) | 100 (2) | |

2.4.2 Nieuw scoreverloop

Om tot een evenwichtiger verdeling van de scores te komen is volgende aanpak gekozen:

- ▶ het aantal categorieën is gestandaardiseerd op 5;
- ▶ de score van de laagste categorie is 0 bij lage abundantie en negatief bij hogere abundantie;
- ▶ de maximale hoogte van de scores voor de categorieën is aangepast aan de verdeling van de soorten over de categorieën: de som van de maximale scores van de alle soorten is verdeeld als 40%, 30%, 20%, 10% over de eerste 4 categorieën (zie toelichting 1);
- ▶ om de hoogte van de scores vast te stellen wordt de kans van voorkomen in de referentietoestand meegewogen: de som van de kans van voorkomen van alle soorten per categorie wordt gebruikt als referentie samenstelling (toelichting 2);
- ▶ de abundantieklasse waarin de hoogste score per soort optreedt is afgestemd op de abundantie van de totale vegetatie per groeivorm, bij veel typen beken en rivieren is dat de laagste categorie, bij ondiepe meren meestal de hoogste.
- ▶ de score voor dan andere abundantieklassen is steeds de helft, afgerond op gehele getallen, van de direct aangrenzende abundantieklasse: dus 4,2,1 resp 1,2,4 of eventueel 2,4,2 (toelichting 3)
- ▶ de maximale negatieve score voor de soorten van de laagste categorie is zo gekozen dan al deze soorten samen maximaal even veel negatief scoren als een kwart van alle andere positief kunnen scoren.

2.4.3 Toelichtingen

1. Uiteindelijk wordt de hoogte van de score van soorten afgeleid uit de verhouding tussen de gesommeerde kansen van voorkomen van de verschillende categorieën soorten. De meest kritische soorten krijgen daarbij de hoogste score, de constante soorten krijgen de basisscore 1. Te groot verschil tussen hoogste en laagste score is echter niet handig omdat dat de stabiliteit van de beoordeling te sterk in gevaar brengt, het ontbreken of voorkomen van één soort krijgt dan te veel effect op de eindscore. Als de hoogste score hoger dan 9 dreigt te worden wordt de verdeling van de soorten over de categorieën herzien.

2. Als veel van de meest kritische soorten maar heel weinig voorkomen in de natuurlijke referentie, dan is de kans dat de andere soorten de belangrijkste bijdrage leveren aan de beoordeling nog steeds groot, ook in de natuurlijke referentie. Bovendien moet rekening worden gehouden met soorten die elkaar regionaal vervangen: er moet van worden uitgegaan dat slechts één van deze

soorten zal worden aangetroffen, ook dit is terug te vinden in de kans van voorkomen op landelijk niveau.

3. Bij de hoogste twee categorieën wordt daarbij naar boven afgerond, bij de categorie 3 naar beneden en bij categorie 4 wordt de score met 1 verminderd (dus 1,0,-1 of -1,0,1 of 0,1,0).

Voordat de hoogte van de scores op deze manier is vastgesteld is eerst een aantal soorten toegevoegd naar aanleiding van de discussies over de indicatiewaarde van soorten bij de intercalibratie. Het betreft soorten die in de oorspronkelijke maatlat door de gehanteerde methode buiten de selectie van kenmerkende soorten zijn gebleven, maar die overduidelijk een indicerende waarde bezitten. Daarnaast zijn een aantal soorten toegevoegd die werden gesuggereerd door gebruikers/experts, die volgens hen nodig waren voor een goede beoordeling.

Tabel 5 geeft de eerste aanzet voor een evenwichtiger verdeling van scores volgens Pot en Coops (2009) op basis waarvan een veel betere correlatie werd bereikt met de score van de maatlatten van de andere lidstaten bij de intercalibratie.

Tabel 5. Verdeling van de scores met tussen haakje het aantal soorten dat dit betreft in het nieuw voorlopig voorstel met een evenwichtiger verdeling en volgens Pot en Coops (2009)

| categorie | R5 | R6 | R7 | R8 | R16 |
|-------------------|------------|------------|-----------|------------|-----------|
| 1 (hoogste score) | 553 (9) | 664 (8) | 542 (7) | 531 (10) | 432 (9) |
| 2 | 332 (12) | 442 (15) | 211 (4) | 211 (17) | 221 (8) |
| 3 | 110 (14) | 110 (22) | 110 (3) | 110 (15) | 110 (6) |
| 4 | 10-1 (18) | 10-1 (21) | 10-1 (14) | 10-1 (18) | 10-1 (12) |
| 5 (negatief) | 0-1-2 (11) | 0-1-2 (17) | 0-1-2 (5) | 0-1-2 (12) | 0-1-2 (6) |

De verschillen in scoreverloop tussen de watertypen bleken uiteindelijk toch niet op een objectieve manier vast te stellen. Optimalisatie van deze waarden is namelijk gebaseerd op vergelijking met de intercalibratie dataset en dat is alleen zinvol met de watertypen R5 en R6. Uiteindelijk is er daarom gekozen voor een scoreverloop die is gebaseerd op de optimalisatie voor deze watertypen, en die voorlopig voor alle R-typen hetzelfde is tot betere validatie mogelijk is.

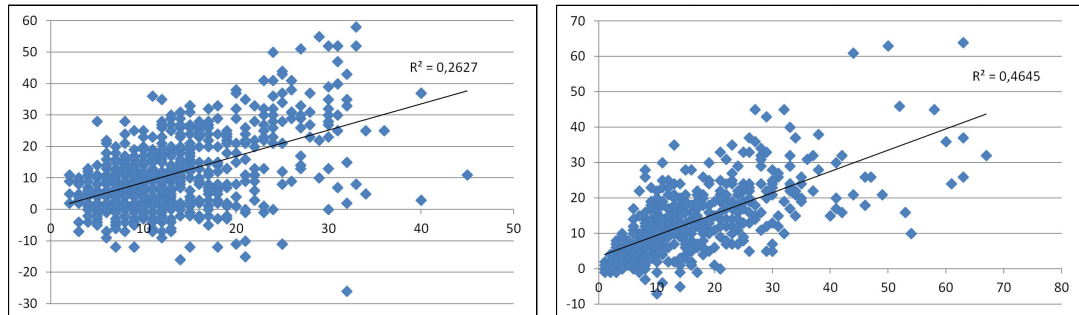
Dezelfde methodiek is ook voor meren gevolgd en daarbij de het scoreverloop gebaseerd op de optimalisatie voor de typen M14, M20 en M27.

In bijlage 2 en 3 zijn tabellen weergegeven waarin de soorten per categorie zijn weergegeven, inclusief enkele aanpassingen die verderop in dit hoofdstuk staan beschreven. De relatie met de huidige maatlat is in de kolommen van deze tabellen weergegeven. Sommige soorten zijn hoger en andere zijn lager gewaardeerd dan uit de omzetting van de oude scores naar de categorieën bleek, maar gedeeltelijk komt dat ook voort uit het aanpassen aan het verschillende aantal categorieën.

In bijlagen 6 en 7 staan dezelfde lijsten, maar dan alfabetisch gesorteerd en met de categorieën aangegeven in de kolommen. In deze bijlagen staat ook het scoreverloop per abundantieklassen en categorie weergegeven.

Het resultaat van introductie van negatieve en evenwichtiger scores heeft een sterke reductie van het effect van de soortenrijkdom tot gevolg gehad, maar de relatie bestaat nog wel zoals blijkt uit figuur 4.

Figuur 4. De relatie tussen soortenrijkdom en de basisscore (optelsom van soortscores) volgens het nieuwe scoreverloop van 787 monsters die zijn gebruikt bij de intercalibratie voor rivieren (links) en van 507 monster voor meren (rechts).

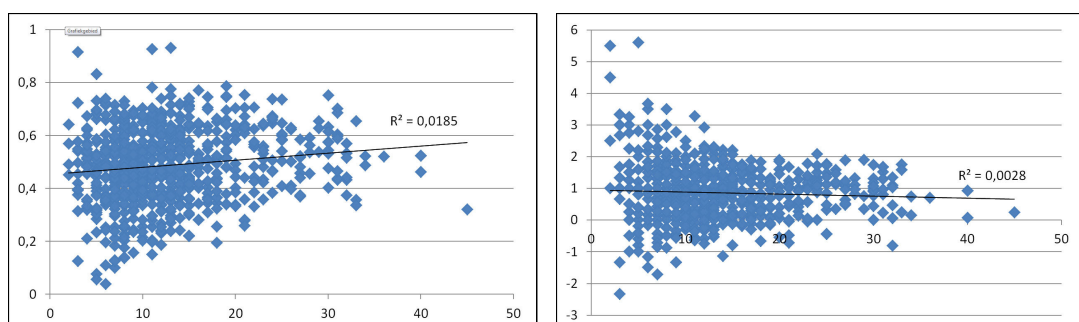


2.5 Aantal soorten

De ultieme methode om de score van de maatlat onafhankelijk te maken van de monitoringsinspanning is het delen van de score door het aantal soorten. Het vinden van meer soorten heeft dan geen verhogend effect op de score.

Delen door het totaal aantal soorten heeft echter ook een ongecontroleerd verlagend effect op de score omdat de begrenzing van de soorten die in een monster kunnen voorkomen niet is vastgelegd. Met name het opnemen van amfibische soorten in kleinere of smallere watertypen kan leiden tot een structurele verlaging van de soorten als de term 'amfibisch' ruimer wordt opgevat dan bij de keuze van de maatlatsoorten. Er komen dan steeds meer soorten in het monster voor die niet scoren maar wel meetellen in de deling. Het is zelfs waarschijnlijk dat hiermee vaak een verlaagde score wordt bereikt terwijl de kwaliteit juist hoger is: natuurlijke wateren vertonen een seizoensgebonden peilfluctuatie waardoor het aantal soorten amfibische of zelfs uitgesproken terrestrische planten in de zone beneden de gemiddelde waterlijn hoger is dan bij wateren die door een vast peil aan kwaliteit hebben ingeboet.

Figuur 5. Het nivellerende effect is goed te zien bij de intercalibratie-maatlat voor rivieren, die sterk wordt bepaald door maatlatten die met positieve en negatief scorende soorten werken (links), maar de Nederlandse maatlat delen door soortenaantal, na de eerder genoemde verbeteringen, leidt ertoe dat de maatlat bij een hogere soortenrijkdom helemaal geen onderscheidend vermogen meer heeft (rechts).



- ! *Concluderend kan er beter door het aantal scorende soorten worden gedeeld in plaats van door het totaal aantal soorten. Dit heeft tot effect dan de maatlat in feite de verhouding tussen hoog en laag scorende soorten weergeeft.*

Een verder nadeel van delen door aantal (scorende) soorten is dat het onderscheidend vermogen van de maatlat dan afneemt met het aantal soorten dat is gevonden omdat er behalve meer hoog scorende soorten ook steeds meer laag scorende soorten bijkomen en deze elkaar in evenwicht brengen. In het extreme geval waarbij alle soorten uit de maatlat aanwezig zijn zullen deze elkaar zodanig compenseren dat de score altijd middelmatig wordt. Dit verschijnsel doet zich voor bij alle maatlatten die zijn gebaseerd op de verhouding tussen positieve en negatieve soorten, met name als het aantal soorten beperkt is zoals bij macrofyten en vissen. Bij maatlatten waarbij altijd maar een kleine steekproef wordt onderzocht (macrofauna, fytoplankton, fyto benthos) is dit effect veel kleiner.

Dit nivellerende effect kan worden opgeheven door niet lineair te delen door het aantal scorende soorten, maar de deler af te laten nemen naarmate het aantal scorende soorten dichter in de buurt van het maximum komt. Hiervoor is een logistische vergelijking die uitgaat van dat maximum te maken, maar het effect kan ook veel eenvoudiger benaderd worden door te delen door de vierkantswortel van het aantal scorende soorten.

Een hoog soortenaantal levert dan toch weer een hoge score op. Het effect van een hoge monitoringsinspanning op de score komt dan dus weer gedeeltelijk terug, maar zoals verderop zal blijken is de spreiding in de score bij alle soortenaantallen zo groot dat de score toch vooral door de kwaliteit zelf wordt bepaald.

Bij een zeer gering aantal soorten doet zich een vergelijkbaar probleem voor als wordt gedeeld door het soortenaantal. De soorten hebben dan afzonderlijk een zeer sterk effect op het eindoordeel, zelfs met een enkele soort kan de maximum score worden bereikt. Er kan ook met rede worden gesteld dat een zeer klein aantal soorten, zelfs als die een hoge score per soort geven, eerder als een uitdrukking van geringe kwaliteit moet worden beschouwd. Bij veel beoordelingssystemen, onder andere in de Duitse maatlat voor macrofyten, geldt daarom een andergrens aan het aantal soorten dat gevonden moet zijn om een oordeel te kunnen geven. Dat is in feite een zwakgebod, het leidt ertoe dat waterlichamen met weinig begroeiing niet worden beoordeeld, terwijl daar toch best iets over te zeggen is.

De aanpak die wordt toegepast is om een correctie toe te passen die afhankelijk is van het aantal soorten. Dat kan door behalve de score te delen door het aantal scorende soorten deze ook nog te verlagen met een waarde die toeneemt bij een lager soortenaantal. Door hiervoor de helft van het omgekeerde van het aantal scorende soorten te nemen wordt de score bij één scorende soort gehalveerd, bij 2 soorten met een kwart verminderd, bij 3 soorten met een zesde verminderd, etc.

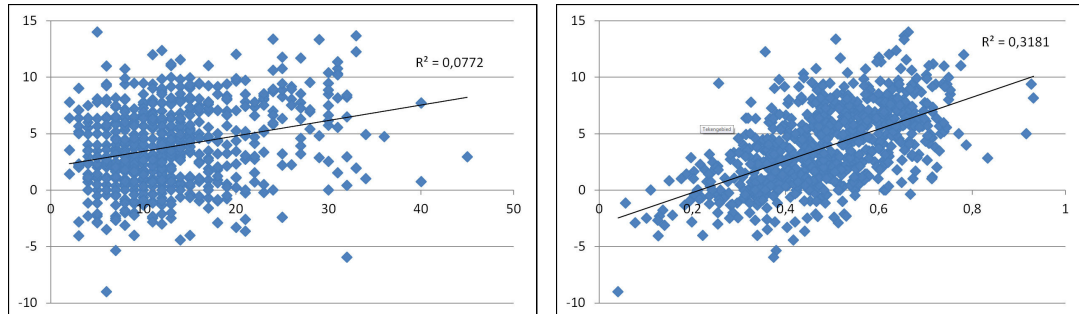
In formules uitgedrukt is dat:

$$\text{score} = \frac{\sum (\text{soortscores})}{\sqrt{n - 1/(2n)}}$$

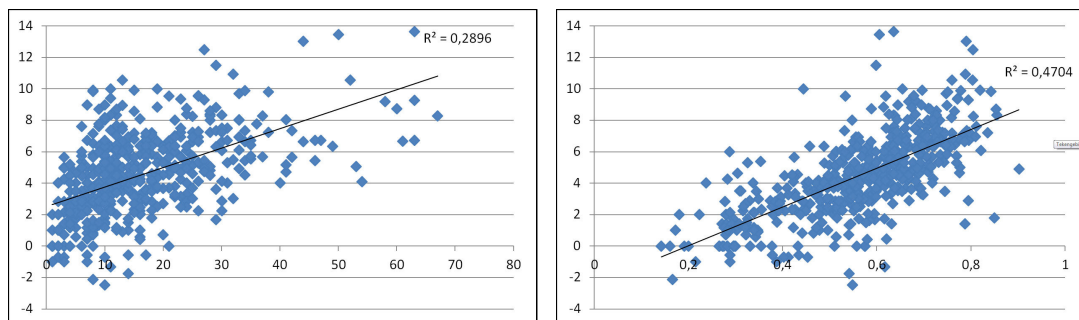
waarbij:

n = aantal scorende soorten.

Figuur 6. De grootste spreiding in scores, bij elk soortenaantal, wordt bij de rivieren bereikt door te delen door de vierkantswortel van het aantal scorende soorten; uitschieters naar boven bij een laag soortenaantal worden voorkomen door de voorgestelde correcties (links); hierbij wordt ook al een hoopgevende correlatie met de intercalibratie-maatlat bereikt (rechts).



Figuur 7. Bij meren ontstaat hetzelfde beeld, al is de relatie met het soortenaantal nog wel iets groter, vooral door de meren met een extreem hoog soortenaantal; de spreiding in scores ten opzichte van het soortenaantal is voldoende groot (links) en ook de correlatie met de intercalibratie-maatlat goed (rechts)



Bij validatie van de berekening en toevoeging van de factoren A en B, zie par. 2.8, bleek dat de aftrekfactor sterker moest worden om beoogde effect te bereiken: 3/n in plaats van 1/2n. Dat geeft uiteindelijk de formule:

$$\text{score} = \sum (\text{soortscores}) / \sqrt{n - 3/n}$$

2.6 Aggregatie en diversiteit

Bij de oorspronkelijke opzet van de maatlat was ervan uitgegaan dat alle of althans de meeste soorten die met een redelijke kans van vinden in een waterlichaam voorkwamen ook daadwerkelijk wel gevonden zouden worden. Om die vindkans af te stemmen op de maatlat was voorgeschreven om een vast aantal opnamen te nemen in een waterlichaam. De soorten van alle opnamen werden samengevoegd door de opnamen te aggregeren.

Omdat in de nieuwe opzet is uitgegaan van beoordeling van afzonderlijke opnamen is aggregatie van opnamen niet meer nodig vóór beoordeling en volstaat rekenkundig middelen van de beoordeling per opname.

Daarmee gaat echter een belangrijk onderdeel van de beoordeling verloren. Op basis van de ruimtelijke variatie in de soortensamenstelling van macrofyten is heel goed te beoordelen hoeveel hydromorfologische variatie er in het waterlichaam aanwezig is. Door te beoordelen per opname valt dit vrijwel geheel weg.

2.6.1 Alternatieven?

Er zijn een aantal mogelijkheden verkend om de ruimtelijke variatie toch in de beoordeling terug te krijgen, maar bij geen ervan is een bruikbare oplossing gevonden.

Een mogelijkheid is om bij beoordeling van meer dan één opname van hetzelfde waterlichaam toch ook een geaggregeerde beoordeling te doen en het resultaat daarvan mee laten wegen in de eindbeoordeling van het waterlichaam.

De manier waarop in de huidige maatlatten de soorten worden samengevoegd tot een 'super'-opname is gebleken ongeschikt omdat met name dit een sterke bijdrage leverde aan de relatie tussen monitoringsinspanning (in de vorm van het aantal opnamen) en de hoogte van de beoordeling. Dat kan alleen worden opgelost door de berekening van de score zo aan te passen dat er helemaal geen relatie meer met het soortenaantal bestaat; dat is eerder als niet wenselijk veroordeeld.

Een andere manier van beoordelen van de diversiteit is het direct berekenen van de verschillen tussen de opnamen in de vorm van een diversiteitsindex.

Het effect van de diversiteitsindex zou in de referentiesituatie neutraal moeten zijn op de eindscore, maar in hydromorfologisch aangetaste waterlichamen, waarin een lage diversiteit wordt gevonden een verlaging van de score moeten geven. Dat betekent dat op het maken van meerdere opnamen in zulke waterlichamen een malus staat. Daarnaast is de waarde van een diversiteitsindex ook sterk afhankelijk van de monitoringsmethode. In kleinere wateren die in zijn geheel worden opgenomen is de diversiteit binnen de opnamen veel groter dan bij grote waterlichamen het geval is en de diversiteit tussen de opnamen juist kleiner.

2.7 Optimalisatie

Om uiteindelijk tot een goed werkende maatlat te komen moeten de verschillende factoren die een rol spelen bij de berekening zodanig worden gekozen dat een zo hoog mogelijke correlatie wordt bereikt tussen werkelijke kwaliteit en score. De werkelijke kwaliteit kan in principe op verschillende manier worden vastgesteld:

- ▶ mate waarin pressoren verstoring van de natuurlijke toestand veroorzaken;
- ▶ expert judgement
- ▶ intercalibratie

De leidraad voor de ontwikkeling van de maatlatten van de EG schrijft voor dat de eerste methode wordt gebruikt, maar dat is in de Nederlandse situatie erg lastig. In de meeste landen wordt de fosfaatconcentratie van het waterlichaam gebruikt als (enige) maat voor de verstoring. In de Nederlandse situatie wordt onderkend dat de meeste wateren onder natuurlijke omstandigheden niet oligotroof, maar mesotroof zijn en de relatie tussen fosfaatrijkdom en verstoring niet eenduidig is. Verder wordt in Nederland de hydromorfologische verstoring van de waterlichamen als minstens even grote factor gezien, en deze is niet eenvoudig te kwantificeren.

Expert judgement heeft als nadeel dat deze zeer subjectief is. Het oordeel wordt bijvoorbeeld vaak sterk beïnvloed door het al dan niet voorkomen van zeldzame soorten of exoten, terwijl deze vaak niet dezelfde relatie tot waterkwaliteit hebben als door de beoordelaar wordt gevoeld. Toch geeft deze methode wel een redelijk, en vooral integraal beeld van de kwaliteit omdat experts alle verstoringen van de natuurlijke situatie in hun oordeel betrekken.

Intercalibratie bedient zich in de meeste gevallen van een gemeenschappelijke beoordelingsmethode.

Een probleem bij intercalibratie is dat de kwaliteitsbeoordeling wordt gedomineerd door de belangrijkste pressoren die in andere lidstaten worden onderkend en dat is vrijwel steeds de fosfaatrijkdom. De Nederlandse (en Vlaamse) methode leunt ook sterk op beoordeling van de hydromorfologische aantasting van het waterlichaam. Dit probleem wordt deels onderkend door benchmark standardisation waarbij wordt gecorrigeerd voor lidstaatspecifieke beoordeling van de kwaliteit.

2.8 Validatie

Als de basisscore van de maatlat stabiel is moet deze nog worden verankerd met klassengrenzen. De richtlijn stelt dat voor de grens tussen zeer goed en goed en tussen goed en matig weloverwogen en beredeneerde waarden moeten worden vastgesteld. In de huidige Nederlandse maatlat zijn de grenzen min of meer arbitrair vastgesteld en in 2007 in eerste instantie gevalideerd op basis van de intercalibratie-resultaten voor meren.

De intercalibratie is intussen afgerond in december 2011. Daardoor kunnen er geen nieuwe inzichten meer worden ingebracht bij het construeren van de gemeenschappelijke beoordeling en vaststelling van de maatlatgrenzen daarvoor. De eerder gevolgde validatiemethode is daarom de enige die nog mogelijk is: afstemming op de gemeenschappelijke beoordeling die uit de intercalibratie is voortgekomen.

Validatie is daardoor mogelijk voor de watertypen die aansluiten op de typologie van de intercalibratie. Voor de rivieren zijn dat de watertypen R5, R6, R14 en R15; voor de meren zijn dat de watertypen M14, M20, M21 en M27.

Bij de meren werd in december 2011 al afstemming bereikt, dat wil zeggen dat aan de criteria werd voldaan met de maatlat uit 2007 voor soortensamenstelling, met dien verstande dat de maatlatgrenzen naar beneden zouden worden bijgesteld. Het resultaat daarvan is dat de maatlat bij alle beoordelingen ongeveer een klasse hoger scoort dan voorheen.

De dataset die is gebruikt voor internationale afstemming van meren is opnieuw beoordeeld met de nieuwe maatlat en daaruit zijn de nieuwe maatlatgrenzen afgeleid waarbij de maatlatgrenzen voor goed-matig en goed-zeer goed overeenkomen met die van de gezamenlijke maatlat.

Bij rivieren is de zelfde soort berekening uitgevoerd met de dataset voor rivieren.

Omdat de maatlatgrens goed - zeer goed door het geringe aantal zeer goede monsters niet duidelijk te bepalen is, is alleen de maatlatgrens voor goed - matig gevalideerd. Vervolgens is een lineaire verband verondersteld tussen de basisscore en de EKR. Deze is uit te drukken in de formule:

$$EKR = A * \text{basisscore} + B$$

Door lineaire regressie tussen de beoordeling volgende intercalibratie-maatlatten en de basisscore zijn vervolgens de waarden voor de constanten A en B bepaald.

Validatie van de overige watertypen kan worden afgeleid van de geïntercalibreerde typen, maar sommige daarvan verschillen zo sterk dat daarbij twijfels over de juistheid gerechtvaardigd zijn. Dit betreft met name typen R7, R8, R16, M12, M30

en M31. Validatie op basis van expert judgement blijft dan de enige optie, maar die is nog niet uitgevoerd.

Voor de overige natuurlijke wateren zijn wel waarden geschat, maar dat is vooral om berekeningen mogelijk te maken zodat de werking van de maatlat kan worden beoordeeld.

Voor de default maatlatten voor kunstmatige wateren zijn de maatlatten helemaal nog niet uitgewerkt.

2.9 Intercalibratie

Om te toetsen of aan de intercalibratie-eisen wordt voldaan wordt de standaard set van monsters uit de intercalibratie met de nieuwe methode beoordeeld. Ten eerste moeten de resultaten van de beoordeling voldoende correleren met de beoordeling volgens de gezamenlijke maatlat (common metric) 2011 ($R > 0,5$). Als tweede criteria moet de beoordeling hetzelfde ambitieniveau hebben (afwijking $< 0,25$ klassebreedte). Het ambitieniveau mag worden aangepast als kan worden aangetoond dat bij dezelfde mate van verstoring door de belangrijkste pressoren de score in het betreffende lidstaat een systematisch andere beoordeling geeft dan het gemiddelde van de andere lidstaten (class boundary benchmarking).

De validatie van de maatlatten heeft plaatsgevonden door de klassengrenzen voor goed - matig gelijk te stellen, waardoor automatisch aan het tweede criterium is voldaan. Voor de klassengrens goed - zeer goed zijn onvoldoende data beschikbaar. Class boundary benchmarking is hierbij achterwege gebleven. Dit had de klassengrens maximaal een halve klassebreedte kunnen doen opschuiven.

Ook aan de eerste eis dat er voldoende correlatie tussen beoordelingsmethode is, is voldaan, althans voor de watertypen die overeenkomen met de definities voor de watertypen waarvoor de intercalibratie is uitgevoerd.

De overige typen zijn ook getoetst aan de intercalibratie-data, maar die vertonen zoals mag worden verwacht een lagere correlatie.

Validatie van deze typen moet op een andere manier plaatsvinden.

*Tabel 6. Correlatie tussen de nieuwe maatlatten en de intercalibratie-maatlatten; de watertypen die met een * zijn gemarkeerd waren betrokken bij de intercalibratie en die voldoen allemaal aan het criterium ($R^2 > 0,25$).*

| | | | | | | | | | | | | |
|----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| type | M12 | M14 * | M20 * | M21 * | M23 | M27 * | M30 | M31 | | | | |
| R ² | 0,1978 | 0,5227 | 0,5137 | 0,512 | 0,3598 | 0,5305 | 0,1209 | 0,0666 | | | | |
| type | R4 | R5 * | R6 * | R7 | R8 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
| R ² | 0,1532 | 0,3127 | 0,3449 | 0,0828 | 0,0144 | 0,1521 | 0,1571 | 0,0818 | 0,0221 | 0,1137 | 0,1935 | 0,0627 |

Er dient nog wel een kanttekening te worden geplaatst. De berekening of de maatlatten aan de voorwaarden van de intercalibratie voldoen is alleen met de deelmaatlat soortensamenstelling uitgevoerd. Bij de R-typen kan dat ook niet anders omdat de intercalibratie-maatlat alleen maar de soortensamenstelling toetst. Bij de meren is de toetsing bij de intercalibratie wel een combinatie van abundantie en soortensamenstelling, hoewel voor de Nederlandse maatlatten alleen de

deelmaatlat voor submers daarbij wordt betrokken. Deze is bij de afstemming van december 2011 voor ondiep meren iets aangepast en voor diepe meren nieuw vastgesteld. De Nederlandse maatlat voldeed toen aan de intercalibratie-eisen.

De correlatie tussen de deelmaatlat voor soortensamenstelling met die van de intercalibratie is erg hoog en dat is het enige dat is herzien. Daaruit kan worden geconcludeerd dat bij een eventuele combinatie-beoordeling ook een hoge correlatie mag worden verwacht.

Deel II. Verbeterde maatlat

Dit deel beschrijft de maatlat na toepassing van de verbeteringsvoorstellen zoals ze zijn beschreven in deel I.

De basisprincipes en de opbouw van de maatlat zoals die is beschreven in het referentiedocument (Van der Molen & Pot, 2007a) en het achtergronddocument (Van der Berg & Pot, 2007) worden niet veranderd.

De maatlat voor overige waterflora bestaat uit de onderdelen: *abundantie groeivormen, soortensamenstelling macrofyten, soortensamenstelling fytobenthos* die alle even zwaar worden gewogen voor de eindbeoordeling. Voor meren wordt de fytobenthos-maatlat (vooralsnog) niet toegepast. Eventuele veranderingen aan de fytobenthos-maatlat worden hier overigens niet besproken.

De maatlat voor abundantie bestaat uit 6 deelmaatlatten voor groeivormen waarvan de mate waarin die groeivorm voorkomt wordt beoordeeld en ook dat blijft zo. Alleen de manier waarop de mate van voorkomen wordt vastgesteld en beoordeeld is volledig opnieuw beschreven en dat leidt in de regel tot andere resultaten dan bij de eerdere maatlat.

De deelmaatlat voor soortensamenstelling macrofyten beoordeelt de aanwezige soorten, waarbij per soort een score wordt gegeven afhankelijk van de kenmerkendheid van de soort voor het watertype en de mate van voorkomen op een 3-delige schaal. Alleen de hoogte van de scores per soort en de berekening van de beoordeling is veranderd. Daarnaast zijn er kleine aanpassingen in de lijst van kenmerkende soorten die een score kunnen geven.

Beoordeling vindt uiteindelijk plaats op de schaal van een waterlichaam, terwijl bemonstering plaatsvindt op basis van een of meerdere meetpunten of proefvlakken. De manier van aggregeren van deze gegevens was niet beschreven in de maatlatdocumenten, maar in het Protocol Toetsen en Beoordelen (Torenbeek & Pelsma, 2007; Faber *et al.*, 2011). Een essentiële verandering is dat beoordeling niet meer plaatsvindt ná aggregatie van alle meetpunten van een waterlichaam, maar dat beoordeling plaatsvindt per meetpunt en dat de oordelen daarna worden geaggregeerd over het waterlichaam. Daarbij worden verschillende monsters die behoren bij één meetpunt nog wel eerst geaggregeerd. De methode van aggregeren is opnieuw beschreven. Een dwingend voorschrift voor het aantal meetpunten per beoordeling vervalt.

De maatlaatgrenzen zijn in principe onveranderd overgenomen uit de eerdere maatlat (Van der Molen & Pot, 2007a), maar waar noodzakelijk aangepast. Ook zijn enkele aanpassingen gedaan naar aanleiding van ervaringen in het gebruik. Zie daarvoor de beschouwingen in deel I (paragraaf 1.10).

Ook voor de overige wateren, zoals beschreven in de aanvulling (Van der Molen & Pot, 2007b) zijn de maatlatten overgenomen omdat veel watertypen sterk vergelijkbaar zijn met die van de grotere wateren. Voor de kunstmatige wateren (Evers en Knobens, 2007) is dat niet gebeurd. Voor beide groepen maatlatten geldt dat deze zonder validatie eigenlijk niet gebruikt moeten worden. Zie daarvoor de discussie in deel III.

1 Deelmaatlat abundantie

De abundantie van de overige flora wordt beoordeeld aan de hand van de bedekking van 6 groeivormen. De abundantie wordt niet over het gehele waterlichaam bepaald, maar in het begroeibaar areaal, dat per watertype en groeivorm is gedefinieerd. Niet bij elk watertype worden alle groeivormen beoordeeld. De gemiddelde beoordeling van de relevante groeivormen vormen het oordeel voor deze deelmaatlat.

1.1 Definitie van de groeivormen

De oorspronkelijk definitie van de groeivormen (Van der Berg & Pot, 2007) blijft zo goed als ongewijzigd.

Tabel 1. Definities van groeivormen

| Groeivorm | Omschrijving |
|------------------------|---|
| Submerse vegetatie (S) | Ondergedoken waterplanten die de waterkolom geheel of gedeeltelijk kunnen opvullen: Ceratophylliden, Myriophylliden, Isoetiden, Chariden, Vallisneriiden, Batrachiiden, Magnopotamiden, Parvopotamiden, Elodeiden. |
| Drijfbladplanten (N) | Wortelende waterplanten met op het water drijvende bladeren, met Nymphaeiden als kenmerkende groep; ook Stratiotiden en Hydrochariden worden hierbij gerekend. |
| Emerse vegetatie (E) | Emerse planten, beneden het gemiddelde laag waterpeil groeiend in open water. |
| Draadwier/flab (F) | Drijvende of deels submers zwevende draadvormige macroalgen ('floating algae beds') |
| Kroos (K) | Begroeiing van kleine drijvende plantjes die nauwelijks structuur onder de waterspiegel vormen, en een aaneengesloten dek kunnen vormen: Lemniden, Salviniiden. |
| Oeverplanten (O) | De hoofdgroep 'Oeverplanten' is een nader gedefinieerde begroeiing die voorkomt in de oeverzone van een waterlichaam (doorgaans tussen de gemiddeld laagste en gemiddeld hoogste waterlijn). Voor ieder watertype waarin oeverplanten beoordeeld worden wordt aangegeven welk structurelement (nooit meer dan één) het meest relevant is: bijv. helofytengordel, (broek)bos, zeggenmoeras of overstromingsgrasland. |

De groeivorm wordt als totale bedekking ervan beoordeeld, onafhankelijk van de soorten die er in voorkomen.

Verdere uitwerkingen en aanvullingen:

- ▶ In het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2010) is een lijst van soorten opgenomen die onder genoemde groeivormen vallen, zie bijlage 1. Deze lijst geldt als nadere leidraad in de praktijk voor de monitoring van de in tabel 1 genoemde groeivormen.
- ▶ Veel soorten komen in meerdere groeivormen voor; de bedekking van de individuen en de delen van de planten wordt beoordeeld in de groeivormen waarin ze voorkomen. De schatting van de bedekking betreft uitsluitend de biomassa, niet de individuen of soorten.
- ▶ De submers zwevende draadvormige algen worden niet tot de groeivorm flab gerekend als er geen drijvende draadalgen aanwezig zijn. In dat geval worden eventuele draadalgen tot de ondergedoken begroeiing gerekend.
- ▶ De bedekking van kroos en drijfbladplanten wordt vegetatiekundig vaak samen als drijvende laag geschat. Het is van belang deze ook afzonderlijk te schatten.

Begrenzing van de groeivormen:

- ▶ De onderkant van de groeivorm submers is waar de begroeiing ophoudt, maar er kunnen nog wel hier en daar exemplaren van bepaalde soorten dieper staan. In de praktijk wordt tijdens monitoring de grens meestal op basis van expert

judgement vastgesteld waar de dichtheid over korte afstand snel afneemt tot (bijna) nihil. Als leidraad daarbij en ook als de grens achteraf wordt vastgesteld op basis van verzamelde data, geldt een bedekking van 1% als ondergrens.

- ▶ De groeivormen submers, drijfblad, emers, flab en kroos kunnen overlappen met elkaar maar niet met de oeverbegroeiing, waarmee ze in principe een gezamenlijke begrenzing vormen. De begrenzing aan de diepe kant wordt net als bij submers vastgesteld waar de dichtheid snel afneemt tot minder dan 1%.
- ▶ De grens tussen emers (en de andere groeivormen in het water) en oever wordt getrokken waar de dichtheid van de begroeiing een sterke verandering over korte afstand ondergaat (als gevolg van de heersende waterstand, maar niet per sé op de actuele waterlijn zelf). De emerse groeivorm is altijd ijler, heeft een bedekking < 75 % en kan ruimtelijk overlappen met de submerse groeivorm. De oeverbegroeiing heeft een hogere bedekking en overlapt op stengelhoogte niet met de submerse groeivorm. Bij enkele watertypen (R7, R16) geldt hierop een uitzondering: de emerse groeivormen kan daar lokaal wel een hoge dichtheid bereiken en onderscheidt zich op een ander manier van de oevervegetatie.
- ▶ De bovenkant van de oeverzone is waar de invloed van het oppervlaktewater ophoudt; dat is per definitie de hoogste waterstand. In de praktijk wordt de grens getrokken waar de invloed van het water in de oeverzone zelf herkenbaar is door een veranderende vegetatiestructuur en soortensamenstelling.

1.2 Begroeibaar areaal

De abundantie van de groeivormen wordt beoordeeld op de schaal van het gedeelte van het waterlichaam waar deze groeivorm mogelijk is onder referentie-omstandigheden: het begroeibare areaal voor die groeivorm.

In de praktijk leverde de definitie van het begroeibaar areaal problemen op en is daarom aangescherpt. Daarnaast is per groeivorm en per watertype in de volgende paragrafen een uitwerking gemaakt. Daarbij zijn weliswaar alle watertypen per categorie steeds genoemd, maar om allerlei redenen zijn niet voor alle typen de maatlatten ook daadwerkelijk opgesteld.

Uitgangspunt is dat de ligging en grootte van het begroeibare areaal wordt bepaald door waterlichaam-specifieke hydromorfologische omstandigheden. Bij voorkeur wordt het begroeibare areaal modelmatig afgeleid, anders wordt de referentie aangehouden die per groeivorm en watertype is beschreven in de paragrafen 1.4 en verder.

Uitgangspunten voor begrenzing van het begroeibare areaal:

- ▶ Als principiële bovengrens van de te beoordelen vegetatie wordt de gemiddelde hoogwaterlijn onder natuurlijke omstandigheden aangehouden. De ruimte tussen die hoogwaterlijn en de gemiddelde laagwaterlijn onder natuurlijke omstandigheden vormt het begroeibare areaal voor de groeivorm oever.
- ▶ Het begroeibare areaal van de andere groeivormen ligt beneden de gemiddelde laagwaterlijn.
- ▶ De ondergrens van het begroeibare areaal van de submerse begroeiing ligt op de diepte waar onder natuurlijke omstandigheden voldoende licht doordringt om begroeiing mogelijk te maken.
- ▶ De ondergrenzen van het begroeibare areaal van de emerse begroeiing en de drijfblad-begroeiing ligt op de diepte waar onder natuurlijke omstandigheden kolonisatie door de planten met deze groeivorm mogelijk is.
- ▶ De begrenzing van de groeivormen flab en kroos aan de diepe kant worden beperkt door de mate waarin golfslag kan optreden. In kleine wateren (tot 8 m

breedte of 0,5 km²) is er geen beperking. In grotere wateren geldt dezelfde grens als voor drijfbladplanten en emers: deze groeivormen geven demping aan de golfslag en maken daarmee de groeivormen kroos en flab mogelijk.

Het begroeibaar areaal wordt per waterlichaam vastgesteld en is geen punt van aandacht tijdens monitoring. Tijdens monitoring worden de grenzen van de aangetroffen begroeiing vastgesteld of deze worden nadien op basis van de resultaten van monitoring vastgesteld. Daarna vindt pas vergelijking tussen de aangetroffen begroeiing en het begroeibaar areaal plaats.

1.3 Toetsing

In het algemeen wordt de abundantie uitgedrukt als een percentage bedekking in het proefvlak of van een groter gebied dat representatief is voor het begroeibare areaal van het waterlichaam. Als de abundantie binnen het begroeibaar areaal varieert moeten er meerdere opnamen worden gemaakt of een schatting worden gemaakt voor het gehele begroeibare areaal. Delen van het begroeibaar areaal die helemaal niet zijn begroeid moeten hierbij ook beschouwd.

Voor het aggregeren van meerdere opnamen voor toetsing wordt verwezen naar hoofdstuk 3.

De (eventueel berekende gemiddelde) abundantie over het begroeibaar areaal wordt vergeleken met de maatlatgrenzen per groeivorm en per watertype zoals weergegeven in bijlagen 4 en 5. Een EKR-score wordt berekend door lineaire interpolatie tussen de maatlatgrenzen.

Voor sommige watertypen en groeivormen gelden vereenvoudigingen waarbij de breedte van de begroeiing (dwars op de oever gerekend) niet wordt beoordeeld of in mindere mate doorwerkt in de beoordeling. Tabel 2 geeft een overzicht van afwijkende bepalingen om deze vereenvoudigingen vorm te geven.

Tabel 2. Overzicht van afwijkende bepalingen.

| <i>Watertypen, Groeivorm</i> | <i>Afwijkende bepalingen</i> |
|--|---|
| diepe meren; submers | alleen de maximum diepte van de begroeiing wordt getoetst (variatie in dichtheid over de breedte van het profiel wordt niet beoordeeld). |
| alle typen; oevervegetatie | er gelden criteria voor soortensamenstelling en minimumdichtheid van de te beoordelen begroeiing en die wordt dan alleen als aanwezig of afwezig beoordeeld |
| meren en getijderivieren; oevervegetatie | de breedte van de aangetroffen oeverbegroeiing wordt log-getransformeerd beoordeeld ten opzichte van de breedte van het begroeibaar areaal |
| overige rivieren; oevervegetatie | alleen de lengte van de aangetroffen oeverbegroeiing wordt beoordeeld |

Bij veel typen worden één of meer groeivormen niet beoordeeld, ook al worden ze in de volgende paragrafen wel genoemd in de categorie waarin ze vallen. Deze groeivormen worden dan voor dat type niet relevant voor de beoordeling van de waterkwaliteit geacht. Voor de groeivormen flab en kroos geldt dat een beoordeling niet relevant wordt geacht als de beoordeling goed of hoger is (EKR ≥ 0,6).

In de meeste R-typen worden de percentages submers en drijfblad bij elkaar geteld en gezamenlijk beoordeeld.

De beoordeling van de abundantie als geheel wordt berekend door de beoordelingen van de groeivormen te middelen voor zover deze relevant zijn.

1.4 Uitwerking Submers

1.4.1 Ondiepe meren

Dit zijn de typen M12, M14, M23, M27 en bovendien: M11, M13, M22, M25, M26

Het begroeibaar areaal in ondiepe meren wordt begrenst op 3 meter diepte en betreft dus in principe het gehele meer omdat de definitie van het watertype ook uitgaat van een diepte tot 3 meter. Alleen eventuele diepere delen van geringe oppervlakte, zoals vaargeulen en putten, blijven buiten beschouwing. De gemiddelde abundantie van de submerse begroeiing, uitgedrukt in percentage bedekking, over het gehele begroeibare areaal van het waterlichaam wordt getoetst.

De groeivorm submers wordt bij de typen M12 en M17 overigens niet beoordeeld.

1.4.2 Diepe meren

Dit zijn de typen M20 en M21, en bovendien: M16, M17, M18, M24

Het begroeibaar areaal in diepe meren omvat alleen de ondiepe delen ervan. De maximum diepte waarop begroeiing wordt aangetroffen wordt getoetst. Daarmee wordt zowel de lengte waarover de begroeiing langs de oever voorkomt als de mate waarin profielhelling en het verloop daarvan een rol speelt buiten beschouwing gelaten. De dichtheid van de begroeiing wordt niet getoetst, maar speelt wel een rol bij de vaststelling de maximum begroeide diepte: met maximum diepte van de begroeiing wordt bedoeld de diepte waar beneden de dichtheid lager is dan 1%. In de praktijk kan ook worden uitgegaan van de diepte waar een plotselinge sterke afname van de dichtheid wordt aangetroffen.

1.4.3 Beken en kleine rivieren

Dit zijn alle R-watertypen behalve R7, R8 en R16

Het begroeibaar areaal beslaat het gehele wateroppervlak te ten tijde van de beoordeling. De beoordelingsmethode is gelijk aan die van ondiepe meren.

1.4.4 Grote rivieren

Dit zijn de typen R7, R8 en R16

Het begroeibaar areaal wordt gevormd door de ondiepe delen van de rivier: het zomerbed exclusief de geulen, ondiepe nevengeulen en eenzijdig aangekoppelde dynamische strangen. De gemiddelde abundantie van de submerse begroeiing, uitgedrukt in percentage bedekking, over het gehele begroeibare areaal van het waterlichaam wordt beoordeeld.

1.4.5 Sloten

Dit zijn de typen M1, M2, M8 en M9

Het begroeibaar areaal beslaat het gehele wateroppervlak te ten tijde van de beoordeling. De beoordelingsmethode is gelijk aan die van ondiepe meren.

1.4.6 *Regionale en grote kanalen*

Dit zijn de typen M3, M4, M6, M7 en M10.

Het begroeibaar areaal wordt gevormd door een zone langs de oever die ondiep genoeg is voor kolonisatie. Als referentie geldt een diepte van 1 meter vanaf de laagwaterlijn en een referentiebreedte 4 m.

1.5 Uitwerking Emers en Drijfblad

1.5.1 *Kleinere, ondiepe wateren*

Dit zijn de R-typen < 8 m en de M-typen < 0,5 ha of < 8 m.
Dat zijn alle R-typen behalve R6, R7, R8, R15, R16 en de typen M11, M12, M13, M22, M25, M26 en bovendien M1, M2, M8 en M9

Het begroeibaar areaal beslaat het gehele wateroppervlak. De gemiddelde abundantie van de emerse resp. drijfblad begroeiing, uitgedrukt in percentage bedekking, over het gehele begroeibare areaal van het waterlichaam wordt getoetst.

1.5.2 *Matig grote en grote ondiepe meren*

Dit zijn de typen M14, M23 en M27

Het begroeibaar areaal wordt gevormd door een zone langs de oever die ondiep genoeg is voor kolonisatie. Als referentie geldt een dieptebereik van 1 meter voor beide groeivormen vanaf de laagwaterlijn. Bij een wisselende waterstand, zoals die van nature optreedt, wordt een zone met dit hoogteverschil aangehouden op de plaats waar de begroeiing ook daadwerkelijk wordt aangetroffen. Als de dieptegegevens niet beschikbaar zijn mag van een referentiebreedte voor de zone worden uitgegaan van 10 meter.
Getoetst wordt de dichtheid van de groeivorm binnen deze zone.

1.5.3 *Matig grote lijnvormige wateren*

Dit zijn de typen R6 en R15, en bovendien M3, M4 en M10

Voor deze typen geldt hetzelfde als voor matig grote en grote meren: het begroeibaar areaal wordt gevormd door een zone langs de oever die ondiep genoeg is voor kolonisatie. Als referentie geldt een diepte van 1 meter voor beide groeivormen vanaf de laagwaterlijn. Als de dieptegegevens niet beschikbaar zijn mag van een referentiebreedte voor de zone worden uitgegaan van 4 meter.
Getoetst wordt de dichtheid van de groeivorm binnen deze zone.

1.5.4 *Diepe meren*

Dit zijn de typen M20 en M21, en bovendien: M16, M17, M18 en M24

Voor deze typen geldt hetzelfde als voor matig grote en grote meren: het begroeibaar areaal wordt gevormd door een zone langs de oever die ondiep genoeg is voor kolonisatie. Als referentie geldt een diepte van 1 meter voor beide groeivormen vanaf de laagwaterlijn. Als de dieptegegevens niet beschikbaar zijn

mag van een referentiebreedte voor de zone worden uitgegaan van 10 meter bij meren. Getoetst wordt de dichtheid van de groeivorm binnen deze zone.

1.5.5 *Grote kanalen*

Dit zijn de typen M6 en M7

Voor deze typen geldt hetzelfde als voor matig grote en grote meren: het begroeibaar areaal wordt gevormd door een zone langs de oever die ondiep genoeg is voor kolonisatie. Als referentie geldt een diepte van 1 meter voor beide groeivormen vanaf de laagwaterlijnen een referentiebreedte van 4 m. Daarmee valt het begroeibaar areaal samen met dat van de groeivorm submers.

1.5.6 *Grote rivieren*

Dit zijn de typen R7, R8 en R16

Het begroeibaar areaal van de groeivorm drijfblad overlapt geheel met dat van de submerse groeivorm.

De emerse groeivorm beperkt zich tot de ondiepste delen en kan lokaal zelfs een zeer hoge dichtheid bereiken. Aan de regel dat de groeivorm altijd een lagere bedekking heeft dan 75% wordt hier voorbijgegaan omdat de oeverbegroeiing bij de typen R7 en R16 in het winterbed (uiterwaarden) wordt gesitueerd en bij type R8 in de getijdzone, dus ook bóven de laagwaterlijn.

De groeivorm emers wordt vanwege zijn complexe relatie met de waterkwaliteit niet beoordeeld. De groeivorm oever wordt bij de typen R7 en R16 overigens ook niet beoordeeld.

1.5.7 *Overige wateren*

Dit betreft de typen M30 en M31; daarvoor worden deze groeivormen niet beoordeeld.

1.6 Uitwerking Flab en Kroos

1.6.1 *Kleinere wateren*

Dit zijn de R-typen < 8 m en de M-typen < 0,5 ha of < 8 m.

Dat zijn alle R-typen behalve R6, R7, R8, R15, R16 en de typen M11, M12, M13, M16, M17, M18, M22, M24, M25, M26 en bovendien M1, M2, M8 en M9

Het begroeibaar areaal beslaat het gehele wateroppervlak. De gemiddelde abundantie van de kroos resp. flab, uitgedrukt in percentage bedekking, over het gehele begroeibare areaal van het waterlichaam wordt getoetst.

1.6.2 *Middelgrote en grote wateren*

Voor grote wateren worden hetzelfde begroeibaar areaal aangehouden als voor de groeivorm drijfblad.

Deze groeivormen worden in veel van de grotere wateren echter niet beoordeeld.

1.7 Uitwerking Oeverbegroeiing

De groeivorm wordt voor lengte en breedte verschillend beoordeeld. Verder worden er eisen gesteld aan de samenstelling en dichtheid van de begroeiing; alleen de abundantie van de oeverbegroeiing die aan deze eisen voldoet wordt beoordeeld, andere begroeiing wordt buiten beschouwing gelaten.

1.7.1 *Matig grote en grote meren en alle brakke meren*

Dit zijn de typen M14, M20, M21, M23, M27, M30 en M31

De begroeiing die wordt getoetst bestaat uit hoog opgaande begroeiing die wordt gedomineerd door riet, lisdodde, biezen, grote zegge-soorten en moerassoorten die geen pionier zijn. In bijlage 4 is een nadere uitwerking van de criterium-soorten weergegeven.

De lengte van het begroeibaar areaal is gelijk aan de totale oeverlengte van het waterlichaam. De breedte van het begroeibaar areaal kan per waterlichaam worden vastgesteld aan de hand van het historische oeverprofiel waarop deze begroeiing mag worden verwacht. Voor meren waarvoor deze afleiding niet mogelijk is geldt per type een referentie waarde (tabel 3). De breedte wordt gemeten dwars op de oever en volgt de vorm van de oever, behalve landtongen, (schier-)eilanden en andere onregelmatige vormen die een breedte hebben van minder dan de helft van de breedte van het begroeibaar areaal.

Tabel 3. Referentie breedte van de oeverbegroeiing

| type | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| breedte (m) | 0 | 20 | 0 | 0 | 100 | 10 | 0 | 0 | 100 | 250 | 20 | 100 | 10 | 20 | 0 | 100 | 1 | 1 |

Criteria voor oeverbegroeiing langs meren:

De dichtheid van de begroeiing moet ten minste 75% zijn voor alle soorten samen, óf ten minste 50% van de criterium-soorten. Dit percentage wordt uitgedrukt als bedekking van de totale begroeiing op de schaal van een vegetatieopname (20-100 meter lengte langs de oever en nominaal 5 meter breedte of zo breed als de begroeiing zich voordoet). Op de schaal van het waterlichaam is de begroeiing gesloten als deze aan dit criterium voldoet. Onderbrekingen zijn mogelijk als deze hoogstens 5% van het totale oppervlakte van de groeivorm beslaan én zich niet over de gehele breedte van de oeverbegroeiing uitstrekken. Onderbrekingen die groter zijn en onderbrekingen die de gehele breedte van de oeverzone beslaan resulteren in een lager sluitingspercentage en dat wordt uitgedrukt in een lager percentage van de oeverlengte dat begroeid is, ook binnen een proefvlak.

De abundantie van de oeverbegroeiing wordt getoetst op basis van twee parameters: het percentage van de lengte langs de oever waarop de begroeiing aanwezig is en de verhouding tussen de log van de gemeten breedte van de oeverbegroeiing en de log van de begroeibare breedte. In een formule uitgedrukt is dat:

$$P = Pl \times \log (B+1) / \log (Br+1).$$

PI = percentage in de lengte van de oever met de bedoelde begroeiing;
B = de gemiddelde breedte (in m) van de bedoelde begroeiing;
Br = de breedte van het begroeibaar areaal van het betreffende waterlichaam.

Indien B groter is dan Br dan wordt B voor berekening gelijkgesteld aan Br. Het product P wordt getoetst aan de maatlat.
Het percentage in de lengte waarin de oeverbegroeiing aanwezig is wordt bepaald door het gemiddelde sluitingpercentage van de oeverbegroeiing, gewogen naar de lengte van de trajecten waarover sluitingspercentages zijn vastgesteld.

1.7.2 *Beken en kleine rivieren*

Dit zijn de R-typen behalve R1, R2, R3, R7, R8 en R16 ¹

De begroeiing die wordt getoetst bestaat uit schaduwgevende bomen en (hoge) struiken.

De lengte van het begroeibaar areaal is gelijk aan de totale oeverlengte van het waterlichaam. De aanwezigheid van een oeverbegroeiing wordt beoordeeld, de breedte ervan wordt niet beoordeeld.

Criteria voor oeverbegroeiing bomen en struiken langs beken en kleine rivieren:
De breedte van de kruin van de begroeiing moet minimaal 5 meter zijn en de dichtstbijzijnde stammen van de begroeiing mogen niet meer dan 1 meter uit de waterlijn zijn verwijderd, over de bodem gemeten.
De dichtheid van de begroeiing moet ten minste 75% zijn indien bij het schatten de kruin van de bomen als gesloten wordt beschouwd, óf minstens 50% indien de ruimte tussen de bladen bij de schatting wordt betrokken. Het percentage wordt uitgedrukt als bedekking van de totale begroeiing op de schaal van een vegetatieopname (20-100 meter lengte langs de oever en 5 meter breedte of zo breed als de begroeiing zich voordoet). Op de schaal van het waterlichaam is de begroeiing gesloten, of bevat onderbrekingen die hoogstens 5% van het totaal van de groeivorm beslaan. Onderbrekingen die groter zijn en onderbrekingen die worden veroorzaakt doordat de bomen en struiken in groepen bij elkaar staan, resulteren in een lager percentage van de oeverlengte dat begroeid is.

De abundantie van de oeverbegroeiing wordt getoetst aan de hand van het percentage oeverlengte waarop de bedoelde begroeiing aanwezig is.
Het percentage in de lengte waarin de oeverbegroeiing aanwezig is wordt bepaald door het gemiddelde sluitingpercentage van de oeverbegroeiing, gewogen naar de lengte van de trajecten waarover sluitingspercentages zijn vastgesteld.

1.7.3 *Bronnen*

Dit zijn de typen R1, R2 en R3

De toetsing heeft betrekking op de moslaag en de lage kruidlaag in de begroeiing. Hoe de berekening moet worden uitgevoerd moet nader worden uitgewerkt.

¹ Aanpassing na druk van maatlatdocument: geldt ook voor R6 en R15, errata januari 2013

1.7.4 *Getijderivieren*

Dit is alleen type R8

De begroeiing die wordt getoetst bestaat uit hoog opgaande begroeiing waarin grote biezen (*Schoenoplectus* spp. en *Bolboschoenus* spp.) voorkomen in een bedekking van ten minste 5 % (absoluut) en ten opzichte van de totale bedekking van de hoge kruidlaag ten minste 20% (relatief) op de schaal van een vegetatieopname.

De breedte van het begroeibaar areaal wordt modelmatig afgeleid uit de amplitude van de getijdeslag en de van nature daarbij behorende helling van het oeverprofiel.

De abundantie van de oeverbegroeiing wordt getoetst aan de hand van het percentage oppervlakte waarop de bedoelde begroeiing aanwezig is ten opzichte van het begroeibare areaal.

Als model wordt de relatie gebruikt tussen getijdeslag en hoogteverschil van het areaal waarop biezen voorkomen. Het begroeibaar areaal heeft een hoogteverschil van 0,30 m bij een getijdeslag van 0,80 m en een hoogteverschil van 0,05 m bij een getijdeslag van 0,30 m . Het hoogteverschil bij andere amplituden van de getijdeslag wordt vanuit deze waarden lineair geïnterpoleerd of geëxtrapoleerd met de formule: $\text{hoogteverschil} = 0,5 * \text{getijdeslag} - 0,10$ (m).

1.7.5 *Overige grote rivieren, kleine wateren, sloten en kanalen*

Onder oeverbegroeiing wordt elke begroeiing verstaan waarvan ten minste de bladeren boven water uit steken, die een hogere bedekking heeft dan 75%, en op stengelhoogte niet met de submerse groeivorm overlapt.

De oeverbegroeiing wordt bij deze typen vooralsnog echter niet beoordeeld.

1.8 Gezamenlijk toetsen van meerdere groeivormen en lagen

Bij sommige watertypen worden meerdere groeivormen gezamenlijk beoordeeld. Veelal betreft het de groeivorm drijfblad die samen wordt gevoegd met de groeivorm submers. De groeivormen worden altijd afzonderlijk geschat en pas bij de berekening van het oordeel bij elkaar opgeteld en vergeleken met het begroeibare areaal. Als de som boven 100% uitkomt, dan wordt die naar beneden afgerond op 100%.

Als er in de groeivorm oever bij beken zowel een struiklaag als een boomlaag voorkomt, dan worden de bedekkingspercentages bij elkaar opgeteld voor beoordeling. Als de som boven 100% uitkomt, dan wordt die naar beneden afgerond op 100%.

1.9 Middelen van de oordelen per groeivormen met weging

In principe wordt het oordeel voor de deelmaatlat groeivormen berekend uit het gemiddelde van de beoordeling voor de afzonderlijke groeivormen. Sommige groeivormen zijn bij sommige watertypen niet relevant en worden dan niet mee gerekend. De groeivormen flab en kroos worden ook als niet relevant beschouwd als ze een oordeel hoger dan 0,6 halen.

In sommige gevallen worden bepaalde groeivormen zwaarder meegerekend dan andere. Dat is met name bij de groeivorm submers in de grotere meren het geval. In bijlagen 4 en 5 is in de tabellen 1 van die bijlagen aangegeven welke wegingsfactoren worden gebruikt voor het middelen. De wegingfactor 0 wordt gebruikt voor de niet-relevante groeivormen.

2 Deelmaatlat soortensamenstelling

De soortensamenstelling van de overige flora wordt beoordeeld aan de hand van de aanwezige soorten macrofyten, waarbij onderscheid wordt gemaakt in de mate waarin de soorten voorkomen op een 3-delige schaal (weinig, matig, veel). Tot de macrofyten behoren hogere planten of zaadplanten (Spermatophyta), kranswieren (Charophyta) en mossen (Bryophyta).

2.1 Karakteristieke soorten

Voor elk watertype is een lijst van soorten opgesteld die kenmerkend zijn in de referentietoestand. Deze lijst is primair samengesteld op basis van de lijsten van kenmerkende en constante soorten in een selectie van de plantengemeenschappen volgens De Vegetatie van Nederland (Schaminée, et al. 1995, 1998). De selectie van plantengemeenschappen is die welke als kenmerkend worden beschouwd volgens Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) in de verschillende watertypen, aangevuld met enige gemeenschappen volgens experts. De gevolgde procedure staat beschreven in het achtergronddocument overige waterflora (Van den Berg & Pot, 2007). Op basis van diverse overwegingen, waaronder internationale afstemming, zijn daar later nog soorten aan toegevoegd.

De soorten geven bij aantreffen een score die afhankelijk is van hun reactie op de belangrijkste pressoren en hun abundantie. De hoogte van de score is in deze herziene maatlatten aangepast. Soorten die afnemen bij toenemende invloed van pressoren scoren bij aantreffen hoog, soorten die toenemen scoren op de maatlat bij weinig voorkomen niet en bij matig of veel voorkomen negatief. De score verschilt afhankelijk van de abundantie van de soort, waarbij, behalve bij de negatief scorende soorten, de hoogste score wordt bereikt in een abundantieklasse waarbij ook de deelmaatlat abundantie groeivorm submers een optimum heeft.

2.2 Standaard voor de abundantie per soort

Voor het schatten van het voorkomen van de soorten worden verschillende methoden gebruikt. In tabel 4 wordt voor de meest gangbare methoden aangegeven wat wordt verstaan onder weinig, matig of veel (dichtheid 1, 2 of 3). Deze tabel is overgenomen van Van der Molen & Pot (2007a), bijlage 6, tabel E.

Tabel 4. Conversietabel voor schalen voor abundantie van soorten

| Abund. klasse | Omschrijving | Tansley code | STOWA klasse | Bedekking | Braun-Blanquet | Kohler |
|---------------|----------------------------|--------------|--------------|-----------|----------------|--------|
| 1 | Zeldzaam of schaars | R, O, LF | 1 - 3 | < 5% | r,+,1 | 1-2 |
| 2 | Frequent en/of plaatselijk | F, LA, A, LD | 4 - 7 | 5 - 50% | 2a,2b,2m,3 | 3-4 |
| 3 | Algemeen of (co-) dominant | CD, D | 8, 9 | > 50% | 4-5 | 5 |

De Kohler maat is voorgesteld voor CEN (van den Berg et al., 2004b), de overige schalen zijn beschreven in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2010).

De conversie kan afhankelijk van de omstandigheden en monitoringsmethode afwijken van die in de tabel is weergegeven. Als aanvulling op de indicatieve

conversietabel is een toets ontwikkeld waarmee kan worden gecontroleerd of de conversie leidt tot een verdeling over de abundantieklassen die overeenkomst met de bedoeling ervan.

Tabel 5 geeft de waarden waarbinnen het aandeel van soorten in de genoemde abundantieklassen zouden moeten liggen bij een bepaalde totale bedekking van de vegetatie op het begroeibaar areaal.

Deze tabel is overgenomen van Van der Molen & Pot (2007a), bijlage 6, tabel F.

Tabel 5. Toets op de conversie van veldwaarnemingscores naar abundantieklassen

| Totale bedekking | > 60% | 20 - 60 % | 10 - 20 % | < 5 % |
|-------------------------|-----------------|------------------|------------------|-----------------|
| Abundantieklasse 3 | 5 - 20 % | 5 - 15 % | 0 - 10% | 0 - 5% |
| Abundantieklasse 1 | 30 - 50% | 40 - 60% | 50 - 70% | 60 - 80 % |

Voor klasse 2 geldt altijd: de rest

2.3 Toetsing

Van alle soorten die zijn aangetroffen wordt bepaald of ze op de lijst van kenmerkende soorten staan. Als dat zo is, dan wordt een score toegekend, afhankelijk van de mate van voorkomen van de soort.

De totaalscore van alle soorten in de begroeiing wordt gedeeld door de vierkantswortel van het aantal scorende soorten en daarvan wordt de helft van het omgekeerde van het aantal scorende soorten afgetrokken:

$$\text{score} = \sum (\text{soortscores}) / \sqrt{n} - 3/n$$

waarbij:

n = aantal scorende soorten, niet totaal aantal soorten.

Uit de aldus verkregen score wordt de beoordeling uitgerekend met behulp van een lineaire vergelijking:

$$\text{EKR} = (\text{score} + B) / A$$

Waarbij voor elk watertype een waarde voor de constanten A en B door validatie en intercalibratie is vastgesteld. Voor de kleinere natuurlijke wateren zijn deze waarde een voorlopige inschatting.

In bijlagen 6 en 7 zijn voor alle watertypen de lijsten van kenmerkende soorten en hun scores opgenomen alsmede de waarden voor A en B.

3 Aggregatie

3.1 Algemeen

Beoordeling vindt uiteindelijk per waterlichaam plaats, maar kan voor delen van een waterlichaam plaatsvinden als deze onafhankelijk zijn bemonsterd en een complete beoordeling mogelijk maken. Dat is het geval als van alle groeivormen de abundantie is bepaald, de relatie tot het begroeibaar areaal in dat deel te berekenen is en een lijst van soorten met hun abundantie is opgesteld voor het gehele dwarsprofiel. Als deelbeoordeling mogelijk was worden deze daarna (gewogen) gemiddeld om de beoordeling voor het waterlichaam te bepalen.

3.1.1 Meetpunten

In principe is een meetpunt de kleinste eenheid die kan worden beoordeeld. Deelmonsters van één meetpunt worden altijd eerst geaggregeerd vóór beoordeling. Vrijwel altijd moeten tenminste twee vegetatieopnamen, ten minste één van de oever en ten minste één van de waterzone worden geaggregeerd. Als geen volledige beoordeling per meetpunt kan worden gemaakt dan moeten die meetpunten als deel-meetpunten worden beschouwd en worden waarnemingen ervan eerst geaggregeerd voor het waterlichaam of delen daarvan. De te volgen methode van aggregeren en beoordelen is afhankelijk van de manier waarop de data zijn verzameld en wordt in de volgende paragrafen uitgewerkt.

3.1.2 Aggregatie en weging

Als beoordeling van delen mogelijk is wordt de beoordeling van het waterlichaam als geheel berekend als gewogen gemiddelde van de deelbeoordelingen. De weging bij dat middelen wordt bij meren gebaseerd op de vierkantswortel van de oppervlakten van de delen en bij lijnvormige watertypen op de lengte van de delen. Weging blijft achterwege bij random of regelmatige monsterpuntenkeuze en wanneer de weging niet kan worden onderbouwd.

Beoordeling en dus ook aggregatie vindt per jaar plaats. Bemonstering kan op verschillende data zijn uitgevoerd, maar niet in verschillende kalenderjaren. Aggregatie met fyto-benthosbeoordeling vindt plaats per waterlichaam. Als de meetpunten van macrofyten en fyto-benthos overeenkomen kan per meetpunt ook een eindbeoordeling worden berekend maar dat moet als indicatief worden beschouwd.

3.2 Integrale data

Van toepassing op kleine meren en bronnen; en eventueel op grotere wateren als deze vlakdekkend zijn geïnventariseerd.

Er is één meetpunt dat meestal om formele redenen midden in het waterlichaam ligt. Bemonstering betreft het gehele waterlichaam, het monsterpunt is formeel het meetpunt, maar in de praktijk is het gehele waterlichaam het proefvlak.

Voor abundantie van de groeivormen submers, emers, drijfblad, flab, kroos is één percentage geschat voor het gehele proefvlak en/of één getal voor maximum diepte van de begroeiing bij diepe meren. Voor de groeivorm oeverbegroeiing is het

percentage oeverlengte waarin de begroeiing voorkwam die aan de criteria voldoet voor het watertype vastgesteld en de gemiddelde breedte van de begroeiing waar deze voorkomt. Er is één lijst van soorten met abundantiewaarden voor het gehele proefvlak. Op basis van deze data wordt de berekening in één keer uitgevoerd voor het waterlichaam. Indien er meerdere fyto-benthosmonsters zijn genomen, dan wordt de beoordeling van die monsters eerst gemiddeld voordat aggregatie plaatsvindt.

3.2.1 *Aggregatie van (deel-)waterlichamen*

Clusters van kleine (deel-)waterlichamen die samen als één waterlichaam worden beoordeeld worden eerst afzonderlijk beoordeeld, waarna de beoordelingen worden gemiddeld op het niveau van kwaliteitselement. Hierbij vindt in principe weging plaats voor de grootte van de afzonderlijke (deel-)waterlichamen.

3.3 **Transecten dwars op de oever**

Van toepassing op middelgrote meren, lijnvormige wateren en getijdewateren.

Er zijn meerdere meetpunten gedefinieerd langs de oever. Vanuit deze meetpunten zijn transecten getrokken dwars op de oever. Op regelmatige afstanden zijn secties in het transect gemaakt die als proefvlak zijn opgenomen. In lijnvormige wateren kan het aantal secties beperkt zijn tot 2 of 3 (oever- en waterzone, eventueel gesplitst in een ondiepe zone en een diepe zone met minder groeivormen).

De waarnemingen in de secties worden geaggregeerd tot één percentage bedekking voor alle groeivormen ten opzichte van het begroeibaar areaal. Daarbij moet er rekening mee worden gehouden dat, afhankelijk van het watertype, niet elke sectie tot het begroeibaar areaal van elke groeivorm hoeft te behoren.

In diepe meren wordt de maximum diepte van de begroeiing vastgesteld, hetzij uit directe waarneming, hetzij uit het verloop van de dichtheid en diepte van de secties.

Voor de groeivorm oeverbegroeiing wordt de breedte vastgesteld uit de breedte van de sectie waarin de oeverbegroeiing is opgenomen en de dichtheid van de criteriasoorten. Voor de lengte wordt 100% gerekend, tenzij op de schaal van 100 meter lengte meer dan 5% onderbrekingen over de gehele breedte voorkwamen, dan wordt met het percentage gesloten begroeiing gerekend.

Uit de soortswaarnemingen wordt één soortenlijst voor het transect samengesteld voor beoordeling door de abundantiewaarden van de soorten in de secties, uitgedrukt in de 3-delige schaal, meetkundig te middelen.

Met de aldus geaggregeerde abundantie per groeivorm en soortensamenstelling over het gehele transect wordt de beoordeling van het meetpunt berekend.

3.3.1 *Aggregatie van meetpunten*

De beoordeling van het gehele waterlichaam wordt in principe berekend door de oordelen van de meetpunten te middelen. Als er geen sprake is van weging of de wegingsfactoren zijn allemaal gelijk dan is dat een eenvoudige berekening.

Wanneer wegingsfactoren binnen ten minste één meetpunt per deelmaatlat verschillen, vooral de wegingsfactor voor de abundantie in de groeivorm oever wijkt vaak af, dan worden de beoordelingen van de deelmaatlatten gewogen gemiddeld en wordt daaruit het eindoordeel berekend. Als alle wegingsfactoren gelijk zijn leidt

dat tot hetzelfde resultaat als de eerder genoemde eenvoudige berekening.

Weging van de meetpunten wordt gebaseerd op de oeverlengte waarvoor het meetpunt representatief wordt geacht. Voor de groeivorm oeverbegroeiing wordt het percentage van de totale oeverlengte waarop de gevonden oevervegetatie is aangetroffen gebruikt als wegingsfactor. Dit wordt apart vastgesteld op basis van globale veldwaarnemingen langs de gehele oever van het waterlichaam en/of met behulp lucht- of satellietfoto's.

3.4 Random bemonstering met puntopnamen

Van toepassing op grote meren

Er zijn meerdere meetpunten die zijn gedefinieerd op random plaatsen in het begroeibaar areaal en die alle slechts een klein deel van het profiel beslaan. Op elk meetpunt wordt een proefvlak of een serie van proefvlakken in een transect opgenomen. Deze meetpunten beslaan slechts een deel van het profiel en moeten dus als deel-meetpunt worden beschouwd, omdat een volledige beoordeling ervan niet mogelijk is.

De waarnemingen in de (deel-) meetpunten worden gewoon gemiddeld tot één percentage bedekking voor alle groeivormen, waarbij er rekening mee wordt gehouden dat, afhankelijk van het watertype, niet elk deelmeetpunt tot het begroeibaar areaal van elke groeivorm hoeft te behoren: voor de berekening van de groeivormen emers en drijfblad worden alleen de deelmeetpunten genomen die minder dan 1 meter diep waren of binnen een range van maximaal 1 m diepteverschil aangrenzend aan de oeverbegroeiing lagen. In diepe meren wordt de maximum diepte van de begroeiing vastgesteld met behulp van het diepste meetpunt waar begroeiing is aangetroffen met een bedekking van minimaal 1%. Uit de soortswaarnemingen wordt één soortenlijst voor alle deelmeetpunten samengesteld door meetkundig middelen van de abundantiewaarden van de soorten, uitgedrukt in de 3-delige schaal. Op basis van deze data wordt de berekening in één keer uitgevoerd voor het waterlichaam.

3.4.1 *Aggregatie van (deel-)waterlichamen*

Als clusters van meetpunten in delen van het waterlichaam eerst afzonderlijk beoordeeld worden, omdat deze delen als afzonderlijke (deel-) waterlichamen worden beschouwd, dan worden deze beoordelingen voor het gehele waterlichaam gemiddeld op het niveau van kwaliteitselement. Hierbij vindt in principe weging plaats voor de grootte van de afzonderlijke (deel-)waterlichamen.

4 Implicaties voor de monitoring

Vegetatie kan op verschillende manier worden opgenomen, maar het doel is om de volgende meetwaarden te verkrijgen:

- Een 6-tal percentages voor de groeivormen.
- Lijst van aanwezige soorten met een aanduiding in ten minste 3 grootteklassen voor abundantie van die soorten.

In dit hoofdstuk worden aanwijzingen gegeven voor monitoring om deze informatie correct en eenduidig te verzamelen. Deze aanwijzingen sluiten volledig aan bij de voorschriften uit het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2010.). Er wordt echter nadruk gelegd op de specifieke eisen van de herziene maatlat, en de consequenties van de wijzigingen en aanscherping van de definities.

4.1 Inventarisatie of steekproeven

In grotere meren, rivieren, kanalen, stelsels van sloten die samen een waterlichaam vormen worden doorgaans steekproeven van de begroeiing gemaakt. De manier waarop dat kan gebeuren verschilt per type en grootte van het waterlichaam. Van elke steekproef wordt geschat in welke mate deze representatief is voor het gehele waterlichaam en dit wordt later als weging gebruikt voor de aggregatie van de steekproeven. Steekproeven kunnen op allerlei manier worden gemaakt, maar voor deze beoordeling worden er twee hoofdgroepen van methoden onderscheiden: transecten en verspreide opnamen.

4.1.1 *Integrale monitoring*

Kleine waterlichamen (tot 5 ha) kunnen voldoende worden overzien om alle soorten waar te kunnen nemen en de gemiddelde bedekking van de groeivormen voor het gehele waterlichaam in één keer te schatten. Hierbij wordt alleen onderscheid gemaakt tussen oeverzone en waterzone. Beoordeling in één keer is ook mogelijk bij grotere waterlichamen als die in zijn geheel zijn geïnventariseerd, maar dat vereist een monitoringsinspanning die voor beoordeling alleen onevenredig groot is. Als de inventarisatie om een andere reden is uitgevoerd kunnen de data echter wel worden gebruikt.

4.1.2 *Transecten*

Op elk meetpunt wordt dwars op de oever een lijn getrokken tot het midden van het waterlichaam of tot de rand van het begroeibaar areaal van de submerse begroeiing als niet het gehele waterlichaam daartoe behoort. Aan de bovenkant loopt het transect tot aan de bovengrens van de oeverbegroeiing zoals die wordt aangetroffen.

Het transect wordt opgedeeld in secties op basis van de dominante of aanwezige groeivormen, en eventueel nog verder opgedeeld op basis van de dominante of aanwezige soorten. Langs lijnvormige wateren wordt in principe ook van transecten gesproken, al zijn die vaak veel breder (standaard 100 meter oeverlengte) dan lang (vaak minder dan 10 meter) en zijn ze (meestal) in maar 2 secties opgedeeld (oeverzone, waterzone).

Van elke transect wordt geschat in welke mate deze representatief is voor het gehele waterlichaam; dit wordt later als weging gebruikt bij de aggregatie.

4.1.3 *Verspreide opnamen*

Er zijn meerdere relatief kleine proefvlakken die zijn gedefinieerd op meetpunten die random in de ruimte, maar gelijkmatig over de diepte zijn verdeeld. Op elk meetpunt wordt een proefvlak of een serie van proefvlakken in een blok of in een transect opgenomen. Omdat de proefvlakken random zijn gekozen zijn ze allemaal even representatief en zal geen weging plaatsvinden bij de aggregatie.

4.2 **Begroeibaar areaal**

Het begroeibaar areaal wordt los van de monitoring vastgesteld. Het begroeibaar areaal is geen meetresultaat maar een waterlichaam-eigenschap; in de meeste gevallen is het begroeibaar areaal een gegeven per watertype.

Bij de uitvoering van de monitoring wordt de totale bedekking van de groeivormen altijd opgenomen zoals die zich in de werkelijkheid voordoen, onafhankelijk van het begroeibare areaal. Vergelijking van het begroeide areaal met het begroeibare areaal vindt altijd pas plaats bij de beoordeling.

Bij de planning van monitoring zijn er echter een paar punten van belang om te zorgen dat de bemonstering daadwerkelijk plaatsvindt in het begroeibaar areaal.

4.2.1 *Submers*

In ondiepe wateren kunnen diepe delen (> 3 m diep; zoals vaar- of stroomgeul, zandput, etc.) buiten beschouwing worden gelaten.

In diepe meren moet de vegetatie ten minste worden opgenomen tot aan de maximum diepte onder referentieomstandigheden (7,5 m).

4.2.2 *Emers, drijfblad*

Er moeten onder andere in de ondiepe zones langs de kant proefvlakken worden gelegd. Bij transecten dwars op de oever moeten er tenminste de secties worden opgenomen in de ondiepe zones, maar de grenzen van de secties worden ter plekke gekozen, afhankelijk van de aangetroffen zonering in de begroeiing (aanwezigheid of dominantie van emers, drijfblad, submers).

Wanneer proefvlakken verspreid worden gelegd, zoals in de grotere meren, dan moeten er ook enige dicht langs de oever worden gelegd tussen 0 en 1 m diepte, maar buiten de dichte rietkraag.

4.2.3 *Oeverlijn bij meren*

De oeverlijn voor beoordeling moet worden vastgesteld. Bij regelmatig gevormde meren is dat de feitelijke oeverlijn. Bij onregelmatige gevormde meren moeten landtongen, (schier-)eilanden en andere onregelmatige vormen die een breedte hebben van minder dan de helft van de breedte van het begroeibaar areaal van de oeverbegroeiing worden uitgesloten als onderdeel van de oever voor beoordeling. Transecten moeten dwars op de vastgestelde oeverlijn worden geplaatst en bij voorkeur niet dicht bij dergelijke kleine onregelmatige vormen.

4.2.4 *Bovenkant oeverzone*

De oeverzone eindigt waar de invloed van het oppervlaktewater ophoudt; dat is per definitie de hoogste waterstand. In de praktijk wordt de grens getrokken waar de invloed van het water in de oeverzone zelf herkenbaar is door een veranderende

vegetatiestructuur en landgebruik. Het begroeibaar areaal wordt modelmatig vastgesteld of de referentiewaarde wordt gebruikt, maar de feitelijke breedte van de oeverbegroeiing wordt onafhankelijk daarvan tijdens monitoring vastgesteld.

4.3 Meetpunten

In het begroeibaar areaal worden één of meerdere meetpunten gelegd. In kleine meren is het meetpunt het midden van het meer. In lijnvormige waterlichamen worden de meetpunten strategisch verdeeld over de lengte van het waterlichaam. In middelgrote meren worden meetpunten strategisch verdeeld over de lengte van de oever. In grotere meren worden bovendien meetpunten verdeeld over het gehele begroeibare areaal van de submerse groeivorm van het meer.

De manier van verdelen van de meetpunten heeft effect op de mate van representativiteit ervan en daarmee op de weging van de resultaten.

Indien op voorhand al wordt vastgesteld dat representativiteit niet kan worden vastgesteld of dat representatieve bemonstering niet wenselijk is, dan moeten de meetpunten zo worden verdeeld over het waterlichaam dat een zo gelijk mogelijke representativiteit wordt bereikt. In grote meren is dat in de submerse zone random in de ruimte, maar gelijkmatig verdeeld over de diepte; in lijnvormige elementen is dat regelmatig verdeeld over de lengte.

4.3.1 *Transecten*

Bij lijnvormige elementen worden op het meetpunt steeds ten minste twee proefvlakken opgenomen, één van de waterzone en één van de oeverzone. In feite zijn dit transecten met twee secties. Als de waterzone ook een duidelijke zonering kent is het soms praktisch deze ook verder in secties op te splitsen. Het transect loopt aan de onderkant tenminste tot aan het einde van het begroeibaar areaal, ongeacht of er begroeiing staat. Aan de bovenkant loopt het transect tot aan de feitelijk grens van de oeverbegroeiing. Bij kleine en middelgrote lijnvormige wateren is dat het midden van het waterlichaam. Als bij smalle (< 8m) lijnvormige wateren tweezijdig wordt opgenomen loopt het transect van overkant op dezelfde manier door.

Bij meren worden meetpunten langs de oeverlijn gelegd waarop haaks transecten worden gelegd. Elk transect bevat tenminste één sectie oeverbegroeiing en verschillende secties in de waterzone die tenminste de zones met het optimum van de emerse groeivorm, het optimum van de drijfbladplanten (soms is dat dezelfde zone) en de zone met overwegend of alleen submerse groeivorm beschrijven, indien die zich voordoen. Als de door de submerse groeivorm gedomineerde begroeiing structureel varieert worden meerdere secties opgenomen.

Bij kleinere tot matig grote meren worden de transecten doorgetrokken tot aan de (diepte) grens van de begroeiing of het midden van het meer. De proefvlakken hoeven bij langzame veranderingen langs het transect en minder dan 10 cm diepteverloop niet aaneengesloten liggen. Als er helemaal geen variatie is kan zelfs op een relatief lang transect worden volstaan met één opname op een representatieve plek in de betreffende sectie van het transect.

Bij grote meren is er een variant mogelijk waarbij korte transecten vanaf de oever worden beperkt tot de zones waarin de groeivormen drijfblad en emers prominent voorkomen, terwijl de overige proefvlakken voor de overwegend submerse begroeiing gelegd worden bij meetpunten die verspreid zijn gelegd over het meer.

4.3.2 *Grens tussen oever- en waterzone*

Er worden altijd afzonderlijke opnamen gemaakt in de oever- en de waterzone omdat het begroeibaar areaal van de oeverbegroeiing en die van de groeivormen in de waterzone elkaar uitsluiten. De grens wordt gelegd waar de dichtheid van de oeverbegroeiing minder dan 75 % bedekking krijgt én de soorten uit de submerse begroeiing beginnen voor te komen, of daar althans potentie voor is. De soorten die in de oeverbegroeiing domineren kunnen ook in de waterzone voorkomen, maar horen dan tot de emerse zone en staan per definitie ijler. De vaststelling van deze grens vindt altijd plaats tijdens de uitvoering van de monitoring en kan van jaar tot jaar verschillen op het zelfde meetpunt. Deze grens wordt bij de beoordeling ook gebruikt als klaarblijkelijke grens tussen het begroeibare areaal van de oeverbegroeiing en van de waterbegroeiing.

4.3.3 *Aantal meetpunten*

Het aantal meetpunten moet voldoende zijn om alle voorkomende soorten met een redelijke trefkans te vinden. Soorten die zeer beperkt voorkomen mogen gemist worden. Als vuistregel geldt dat onder natuurlijke omstandigheden de volgende aantallen meetpunten per waterlichaam voldoende zijn om dit te bereiken:

- ▶ waterlichamen <100 ha minimaal 3 en maximaal 6, afhankelijk van diversiteit;
- ▶ zeer kleine en eenvormige waterlichamen eventueel minder dan 3;
- ▶ waterlichamen >100 ha 10;
- ▶ waterlichamen >500 ha 20;

Deze aantallen zijn in de Richtlijn KRW Monitoring en Protocol toetsen en beoordelen (Fabel *et al.*, 2011) ook voorgeschreven.

4.4 Proefvlakken

Vegetatie wordt opgenomen in een proefvlak. Proefvlakken liggen alleen of als serie in een transect, één per sectie. Bij lange transecten hoeven de proefvlakken niet aaneengesloten liggen. De grens tussen de oeverzone en de waterzone ligt nooit binnen een proefvlak.

Van elk proefvlak wordt de ligging, de grootte (lengte en breedte), de diepte (maximum- en minimumdiepte, of bij oevers maximum hoogte boven de waterlijn) opgenomen. In elk proefvlak wordt de soortensamenstelling opgenomen met een abundantiemaat per soort en de totale bedekking van de verschillende groeivormen. Hoewel de abundantie per soort op een 3-delige schaal wordt beoordeeld, wordt voor de opnamen bij voorkeur een nauwkeuriger schaal gebruikt, zoals de 9-delige Stowa-schaal of echte percentageklassen.

De grootte van de proefvlakken is beperkt, zodat deze overzichtelijk is en integrale schatting van dichtheden van groeivormen en soorten mogelijk is.

De breedte van een proefvlak in de oeverzone van beken moet minimaal 5 meter zijn en het midden daarvan mag niet meer dan 1 meter uit de waterlijn zijn verwijderd, over de bodem gemeten. De lengte van een proefvlak langs een lijnvormige water is standaard 100 meter. De grootte van een proefvlak in een meer is afhankelijk van de grootte van het meer en de patronen binnen de begroeiing, maar ten minste 10 x 10 meter en ten hoogste 100 x 100. Nog grotere proefvlakken zijn wel mogelijk, maar deze worden meestal weer in deelproefvlakken verdeeld die apart worden opgenomen en daarna geaggregeerd.

4.4.1 *Abundantie*

In alle gevallen wordt de gemiddelde bedekking van de groeivormen in het proefvlak geschat ten opzichte van het gehele proefvlak. Onder bedekking wordt verstaan de dichtheid van de planten bij een verticale projectie op een horizontaal vlak; de hoogte van de begroeiing wordt eventueel apart gemeten, maar is niet relevant voor de beoordeling met de KRW-maatlat.

Als een bepaalde groeivorm zich slechts in deel van het proefvlak voordoet, dan wordt de lokale dichtheid gedeeld door de fractie van het proefvlak waarin deze groeivorm voorkwam, of het proefvlak wordt alsnog opgesplitst in meerdere secties, zones of deelproefvlakken en deze worden als aparte proefvlakken opgenomen. De begroeiing in de oeverzone en de waterzone worden altijd in aparte proefvlakken opgenomen, zoals hierboven al was aangegeven.

De bedekking van de groeivormen wordt onafhankelijk van de soorten of individuen geschat. Sommige soorten komen in meerdere groeivormen voor. Bij de submerse groeivorm worden ook de delen van emerse en drijfbladplanten gerekend die zich onder water bevinden, en draadwieren als die zich alleen onder water bevinden. Draadwieren die onder een flablaag hangen worden niet tot de submerse groeivorm gerekend. De submerse delen van met name emerse planten zijn overigens meestal marginaal en verwaarloosbaar ten opzichte van de bedekking door echte submerse soorten. De bedekking van kroos en drijfbladplanten wordt vegetatiekundig vaak samen als drijvende laag geschat. Het is van belang deze (ook) afzonderlijk te schatten.

De bedekking van de begroeiing in de oeverzone wordt geschat per laag (althans tenminste de hoge kruidlaag in meren, getijdenrivieren en kleine rivieren; ten minste de boomlaag en struiklaag in beken; en ten minste de moslaag en de lage kruidlaag in bronnen. Bij de boomlaag en struiklaag in beken wordt het percentage van het proefvlak met kruinsluiting geschat; onder kruinsluiting wordt verstaan een dichtheid van ten minste 75% indien de kruin van de afzonderlijke bomen als gesloten wordt beschouwd, of ten minste 50% indien de ruimte tussen de bladen bij de schatting wordt betrokken. Afhankelijk van de methode wordt hetzij de mate van kroonsluiting direct opgenomen, hetzij het geschatte bedekkingspercentage. In het laatste geval wordt in de rapportage aangegeven welk percentage als kroonsluiting moet worden beschouwd.

4.4.2 *Maximum diepte*

In diepe meren moet de maximumdiepte waarop begroeiing voorkomt worden vastgesteld; dat betreft in de regel de maximum diepte van de submerse begroeiing, maar bij ontbreken daarvan de maximum diepte van de groeivormemers of drijfblad.

Bij gebruik van transecten is maximum diepte de diepte op de ondergrens van de sectie waar beneden geen begroeiing van betekenis meer aanwezig is. Hierbij geldt als criterium <1%, maar wordt in de praktijk ook vaak door expert judgement vastgesteld waar een snel aflopende dichtheid wordt waargenomen.

Als er met verspreide opnamen wordt gewerkt geldt als maximum diepte de grootste diepte van de diepst gelegen opname waarin de dichtheid minstens 1% was. Eventueel wordt de maximum begroeide diepte opgezocht en afzonderlijk genoteerd als maximum diepte van het begroeiingstype waarin de diepst gelegen

opname is gemaakt; in dat geval wordt deze expliciet opgenomen diepte gebruikt.

4.4.3 *Soortensamenstelling*

Van elk proefvlak wordt een zo volledig mogelijke lijst van soorten hogere planten, kranswieren en mossen opgenomen. Bij voorkeur worden ook andere macroalgen genoteerd. Van elke soort wordt in ieder geval genoteerd of deze weinig, matig of veel voorkwam. Bij voorkeur wordt echter een nauwkeuriger schatting van de abundantie gehanteerd zodat de grenzen tussen de abundantie-categorieën kunnen worden getoetst of er worden echte percentageklassen geschat. Goed bruikbaar zijn de 9-delige Stowa-schaal en vergelijkbare schalen.

4.4.4 *Onbegroeid en onbereikbaar*

In ondiepe meren worden ook opnamen gemaakt in de delen waarin geen vegetatie voorkomt, daar is de bedekking dan 0%. Ook moet het percentage van het meer waarin geen begroeiing voorkomt worden geschat (zie representativiteit en weging).

In grote rivieren zijn de verst van de oever gelegen delen van het begroeibaar areaal van de submerse begroeiing soms niet bereikbaar voor monitoring. Deze delen blijven buiten beschouwing, de beoordeling wordt gebaseerd op de delen die wel konden worden opgenomen. De monitoringstechniek moet erop zijn gericht een zo'n groot mogelijk deel van de ondiepe delen te bemonsteren.

4.5 Representativiteit en weging

In kleine meren beslaat het proefvlak voor de waterzone het gehele meer en zijn de abundantieschattingen ook meteen de schattingen voor het waterlichaam. Voor de oeverbegroeiing wordt in één keer zowel de gemiddelde breedte geschat als het gedeelte van de oeverlengte waar een oevervegetatie aanwezig is die aan het criterium daarvoor voldoet.

4.5.1 *Weging op basis van representativiteit*

Wanneer op meerdere meetpunten is gemonsterd, dan wordt van elke meetpunt ingeschat voor welk deel van het waterlichaam dit meetpunt representatief is. Dat geldt ook voor meetpunten waar helemaal geen vegetatie is aangetroffen. Een transect dwars op de oever wordt altijd als één meetpunt beschouwd, ongeacht hoeveel secties het bevat. Bij aggregatie van de beoordelingen per meetpunt tot de beoordeling voor het gehele waterlichaam wordt de representativiteit van de meetpunten gebruikt als wegingsfactor.

Eventuele weging van de secties binnen een transect bij beoordeling van het meetpunt gebeurt op basis van de lengte van de secties of breedte van de zones en behoeft dus geen nadere schatting, maar dat maakt wel noodzakelijk de lengte van de secties en breedte van de zones op te nemen.

4.5.2 *Vaststellen van representativiteit*

De manier waarop de representativiteit van een meetpunt wordt bepaald kan variëren:

- ▶ extrapolatie op basis van geomorfologische kennis van het waterlichaam, zoals delen van een rivier waarin al dan niet ingrepen zoals normalisatie hebben plaatsgevonden, delen van een meer waar recreatieactiviteiten zijn ontwikkeld,

- oeververdediging is aangebracht of waar de bodem verschilt van andere delen;
- ▶ de helft van de afstand langs de oeverlijn tussen het meetpunt en de aan weerszijden gelegen meetpunten bij lijnvormige watertypen
 - ▶ verhouding tussen doorsneden (of vierkantswortel van de oppervlakten) van meren, of verhouding tussen lengten van lijnvormige wateren, die fysiek van elkaar verschillen en eigen meetpunten hebben, maar samen wel als één waterlichaam worden beoordeeld, zoals sloten in een polder, petgatenstelsels of complexe rivierstelsels.
 - ▶ luchtfoto-interpretatie van oeverstructuur: de lengte van het gedeelte van de oever dat met het meetpunt vergelijkbaar is wordt gebruikt als weging; dit geldt zowel voor de breedte van een oeverbegroeiing (meren en getijdenrivieren) als de al dan niet aanwezigheid van een oeverbegroeiing die aan de criteria daarvoor voldoet (men name bij beken);
 - ▶ kartering: in elke kaarteenheden wordt ten minste één representatieve opname wordt gemaakt en de oppervlakte van de kaarteenheden wordt gebruikt voor de weging;

Indien representativiteit niet kan worden vastgesteld of als monsterpunten random zijn vastgelegd, dan wordt alle meetpunten een gelijke representativiteit gegeven.

4.6 Data

Uit de monitoring komen de volgende gegevens beschikbaar:

Monster- of opnamedata (meetwaarden en parameters):

- ▶ monsternummer of -code
- ▶ meetpunt
- ▶ sectie/zone (vanaf de kant genummerd; alleen bij transecten)
- ▶ datum
- ▶ min diepte
- ▶ max diepte
- ▶ lengte (langs de oever)
- ▶ breedte (dwars op de oever)
- ▶ breedte van de sectie als die grotere is dan de opnamebreedte
- ▶ bedekkingen van de groeivormen S, N, E, F, K in de opname
- ▶ bedekking van de boomlaag (in de oever bij beken)
- ▶ bedekking van de struiklaag (in de oever bij beken)
- ▶ bedekking van de hoge kruidlaag (in de oever bij meren en kleine rivieren)
- ▶ bedekking van de lage kruidlaag (in de oever bij bronnen)
- ▶ bedekking van de moslaag (in de oever bij bronnen)
- ▶ percentage waarbij de boomlaag als gesloten kan worden beschouwd
- ▶ percentage van de lengte met gesloten begroeiing bij de groeivorm oever
- ▶ maximum diepte van de begroeiing (in diepe watertypen, geldt voor gehele meetpunt indien ingevuld)
- ▶ conversiewaarden voor gebruikte score-schaal voor soorten
- ▶ tabel met soorten, deze bevat per soort:
 - ▶ soortnaam
 - ▶ score

Verder kunnen gegevens zijn verzameld die niet relevant zijn voor beoordeling, maar wel voor administratie en kwaliteitscontrole:

- ▶ naam opnemer, weersomstandigheden, fotos, specimen, opmerkingen, etc.
- ▶ totale bedekking van de drijfslag (N+F+K) in de opname

- ▶ totale bedekking in de opname

Voor beoordeling zijn ook meetpunt-eigenschappen nodig die onafhankelijk van de monitoring worden vastgesteld:

- ▶ meetpuntnummer of -code
- ▶ deelwaterlichaam (als meetpunten moeten worden geaggregeerd voor beoordeling en er meerdere delen zijn in een waterlichaam, anders nvt)
- ▶ waterlichaam
- ▶ watertype
- ▶ wegingsfactor / representativiteit voor het meetpunt tov het waterlichaam
- ▶ wegingsfactor voor oeverzone indien die afwijkt van de vorige
- ▶ begroeibaar areaal N (indien afwijkend van referentie): diepte-interval
- ▶ begroeibaar areaal E (indien afwijkend van referentie): diepte-interval
- ▶ begroeibaar areaal O (indien afwijkend van referentie):
 - ▶ bij M-typen: breedte
 - ▶ bij type R8: diepte-interval

Verder zijn er eigenschappen die niet relevant zijn voor beoordeling, maar wel voor administratie en kwaliteitscontrole zoals coördinaten van het meetpunt.

5 Berekening

Dit hoofdstuk beschrijft in detail hoe via monitoring verkregen data worden beoordeeld. In principe is dit grotendeels of geheel het werk van computer-software als de data uit monitoring compleet zijn. Inzicht in de wijze van berekenen verkleint echter de kans op fouten bij het aanmaken van input-files voor de software.

Beoordeling vindt in principe per meetpunt plaats, gegevens van deelmeetpunten of secties worden eerst geaggregeerd vóór beoordeling. Oordelen van verschillende meetpunten worden geaggregeerd door ze (gewogen) te middelen als ze tot hetzelfde waterlichaam behoren en de monitoring in zelfde jaar is uitgevoerd.

5.1 Voorbewerking van data

Monitoring heeft de gegevens opgeleverd zoals aangegeven in de laatste paragraaf van het vorige hoofdstuk.

5.1.1 *Schatting en controle van de bedekking groeivormen*

Deze schatting van de bedekking van de groeivormen wordt alleen gebruikt voor beoordeling van gegevens waarvan de direct geschatte bedekking niet beschikbaar is (zoals oude data). De berekening kan ook gebruikt worden om de validiteit van de data te controleren.

Uit de abundantie van de soorten die in het proefvlak zijn aangetroffen wordt de abundantie van de groeivormen gereconstrueerd. Voor elke soort wordt de nominale bedekking in percentage van elke abundantie categorie van de gebruikte schattingschaal vastgesteld. Deze percentages worden per groeivorm gesommeerd. De bedekking van soorten die in meerdere groeivormen voor kunnen komen worden verdeeld over de groeivormen.

5.1.2 *Conversie van de abundantieschaal voor de soorten*

Als een nauwkeuriger schatting van de abundantie van de soorten is gehanteerd dan weinig-matig-veel, dan worden deze omgezet in de 3-delige schaal zoals is beschreven in paragraaf 2.2, tabel 4.

5.2 Berekening

Uitgangsdata voor de berekening vormen 6 waarden voor percentage abundantie van de groeivormen en een soortenlijst met abundantie-waarden op een 3-delige schaal. Bij lang niet alle watertypen worden alle groeivormen beoordeeld en bij sommige groeivormen is het te beoordelen percentage geen meetgegeven, maar moet nog worden berekend op basis van verschillende meetgegevens. Verder zijn er ook meerdere meetpunten en proefvlakken waarvan de data moeten worden geaggregeerd óf de oordelen moeten worden geaggregeerd op een voorgeschreven manier.

In de paragrafen 5.3 en verder wordt per methode van monitoring en watertype waarmee deze is geassocieerd, aangegeven hoe de data op de juiste manier worden verkregen uit de monitoringgegevens en begroeibaar areaal en hoe aggregatie van meerdere meetpunten en proefvlakken wordt toegepast.

5.2.1 *Abundantie*

Voor elke groeivorm wordt een percentage ten opzicht van het begroeibare areaal gebruikt voor de berekening. Een uitzondering daarop vormt de groeivorm submers in diepe meren: daarbij wordt de maximum diepte van de watervegetatie gebruikt. Voor elke groeivorm en watertype wordt in bijlagen 4 (meren) en 5 (rivieren) in tabel 1 aangegeven of, en hoe deze wordt getoetst. In de tabel 4 staan de maatlatgrenzen voor elke maatlat die wordt getoetst. Voor percentages (of dieptes) die bij de maatlatgrenzen staan aangegeven geldt de EKR van die maatlatgrens. Voor percentages (of dieptes) die tussen twee maatlatgrenzen vallen wordt door lineaire interpolatie tussen de maatlatgrenzen de EKR vastgesteld.

5.2.2 *Soortensamenstelling*

Met behulp van de tabellen 1 en 2 uit de bijlagen 6 (meren) en 7 (rivieren) wordt van alle soorten een score opgezocht. Deze score kan positief, nul of negatief zijn. Soorten die niet in de tabel bij het betreffende watertype staan vermeldt blijven buiten beschouwing. Het aantal soorten dat wel een score krijgt (eventueel 0), wordt ook gebruikt in de berekening.

De EKR wordt vervolgens berekend uit de som van de scores van alle soorten met de formule:

$$EKR = ((\sum \text{soortscores}) / \sqrt{n} - 3/n + B) / A$$

waarbij:

S_i = score van soort i

n = aantal scorende soorten (dus niet totaal aantal soorten)

A, B = constanten die verschillen per watertype, zie bijlage 6 en 7.

5.2.3 *Eindoordeel*

Na berekening van de EKR voor de deelmaatlatten wordt het eindoordeel berekend door eerst alle EKR-waarden voor abundantie van groeivormen, voor zover relevant, te middelen en de uitkomst daarvan vervolgens te middelen met de EKR voor de soortensamenstelling en voor fyto-benthos.

$$EKR_{ab} = \sum (EKR\text{-groeivorm} \times \text{weging}) / \sum (\text{weging})$$

$$EKR = (EKR_{fb} + EKR_{ss} + EKR_{ab}) / 3$$

De wegingfactoren voor de groeivormen zijn weergegeven in bijlagen 4 en 5.

5.3 **Waterlichaamdekkende opnamen (kleine meren)**

De abundantie van de meeste groeivormen wordt getoetst zonder verdere bewerking. De soortenlijst wordt getoetst zonder voorbereiding.

Voor de oever wordt het lengte-percentages (PI) van de oevervegetatie vermenigvuldigd met het logaritme van de gemiddelde breedte ervan (B) en gedeeld door het logaritme van de breedte van het begroeibaar areaal (Br). De breedtematen zijn in meter, de ophoging met 1 is nodig omdat $\log(1) = 0$.

$$P = P_i \times \log(B+1) / \log(Br+1)$$

Het grondtal van de log-functies is niet relevant maar moet gelijk zijn.

5.3.1 *Clusters van deelwaterlichamen*

Wanneer meerdere kleine waterlichamen zijn opgenomen en deze als één waterlichaam worden beoordeeld, dan vindt gewogen middeling plaats van de afzonderlijke beoordelingen. De wegingsfactor (V_i) wordt bepaald op basis van de vierkantswortel van de oppervlakten van de afzonderlijke delen. De eenheid van de oppervlakte is niet relevant maar moet voor alle i dezelfde zijn.

$$V_i = \sqrt{A_i}$$

Als de grootte van de deelwaterlichamen niet erg verschilt kan deze weging achterwege blijven of voor alle wegingsfactoren de waarde 1 worden genomen.

De gewogen gemiddelde beoordeling wordt vervolgens uitgerekend voor soortensamenstelling en elke groeivorm als:

$$EKR = \sum (EKR_i \times V_i) / (\sum V_i)$$

Daarna wordt uit de deelmaatlatten voor soortensamenstelling en groeivormen, eventueel samen het de beoordeling van de fyto-benthos, het de eindbeoordeling van het kwaliteitselement berekend.

5.4 **Transecten (meren)**

Bij transecten vindt aggregatie van de secties plaats vóór beoordeling. Daarna wordt de eindbeoordeling berekend door de beoordelingen van de transecten te middelen. Wanneer ongelijke weging plaatsvindt (met verschillende wegingsfactoren voor bijvoorbeeld oever en submers), dan worden eerst de oordelen van de deelmaatlatten van alle transecten gewogen gemiddeld en wordt daaruit het eindoordeel berekend.

5.4.1 *Submers, emers, drijfblad (ondiepe meren)*

Het percentage submers van het waterlichaam wordt berekend uit het gemiddelde van de abundantiepercentages (P) van alle (n) secties (s), gewogen naar de lengte langs het transect (L_s). Als een systematisch deel van het meer niet is opgenomen wegens ontbreken van vegetatie dan wordt het percentage vermenigvuldigd met de fractie van het meer dat wél is opgenomen. Dat is bij transecten altijd de totale lengte van het transect (L_t), gedeeld door de straal (R) van het waterlichaam in de richting van het transect (of halve breedte, van oever tot het midden van het meer).

$$P = \{ \sum (P_s \times L_s \times L_t / R) / n \} \times L_t / R$$

5.4.2 *Submers (diepe meren)*

De maximale diepte waarop vegetatie is waargenomen wordt gebruikt voor de berekening. Als die diepte niet al eerder was vastgesteld wordt deze uit de abundanties van alle opnamen samen (alle secties van alle transecten) gehaald.

Als maximum diepte wordt aangehouden de grootste diepte van het proefvlak met de laagste bedekking in de submerse groeivorm, die minimaal 1% bedraagt.

5.4.3 *Emers, drijfblad, kroos, flab*

Het percentage wordt berekend uit het gemiddelde van de abundantiepercentages voor de groeivormen (P) van alle (n) secties (s), binnen het dieptebereik van de grens tussen oever en emers tot 1 meter dieper (Br), vermenigvuldigd met het feitelijk aangetroffen dieptebereik in meters (B).

$$P = \{ \sum P_s / n \} \text{ (voor secties binnen dieptebereik Br) } \times B/Br$$

Als het dieptebereik afwijkt van de referentie (1 meter) dan wordt dit specifieke bereik voor Br aangehouden.

5.4.4 *Oever*

De breedte van de oeverzone waarin de hoog opgaande begroeiing is aangetroffen wordt gebruikt bij de abundantiebepaling. Of de begroeiing voldoet aan dat criterium kan blijken uit de soorten die er voorkwamen en welke totale bedekking er voor de hoge kruidachtige begroeiing is geschat. Als uit de soortensamenstelling blijkt dat niet aan de criteria wordt voldaan, dan is de oeverbegroeiing afwezig en wordt $PI=0$. Dat kan al tijdens monitoring zijn vastgesteld, maar ook op basis van de soortensamenstelling van de oeversectie in het transect worden gecontroleerd. Als er onderbrekingen van meer dan 5% in de oeverbegroeiing zijn aangetroffen, dan is dat tijdens monitoring vastgesteld en heeft PI een waarde tussen 0 en 100.

Het percentage oeverbegroeiing dat wordt getoetst aan de maatlat is het log-getransformeerde quotiënt van de aangetroffen breedte van de oeversectie van het transect (Bo) en de referentiebreedte voor het begroeibare areaal (Br) met de volgende formule:

$$P = PI \times \log (Bo+1) / \log (Br +1)$$

Indien Bo groter is dan Br dan wordt Bo voor berekening gelijkgesteld aan Br , wat erop neemt komt dat dan $P = PI$.

5.4.5 *Soortensamenstelling*

De lijsten van soorten van alle sectie worden samengevoegd tot één lijst; de abundantie van de soorten wordt, na conversie naar de 3-delige abundantie schaal, meetkundig gemiddeld met logtransformatie, en daarbij wordt ook gewogen naar de lengte van de secties.

5.4.6 *Aggregatie van beoordelingen*

Wanneer meerdere transecten zijn opgenomen moet zijn vastgesteld voor welk percentage van de totale oeverlengte (bij lijnvormige watertypen en bij de groeivorm oever van meren) of het totale wateroppervlakte (bij meren) elk transect (i) representatief is (V_i). Bij meren wordt, behalve voor de groeivorm oever, voor de weging de vierkantswortel van het oppervlakte-percentage genomen. Als weging niet aan de orde is worden alle wegingsfactoren gelijkgesteld.

De gewogen gemiddelde beoordeling wordt vervolgens uitgerekend voor soortensamenstelling en elke groeivorm als:

$$EKR = \sum (EKR_i \times V_i) / (\sum V_i)$$

Daarna wordt uit de deelmaatlatten voor soortensamenstelling en groeivormen, eventueel samen met de beoordeling van de fyto-benthos, het de eindbeoordeling van het kwaliteitselement berekend.

5.5 Verspreide opnamen (grote meren)

De methodiek is in principe dezelfde als bij meren waarin transecten dwars op de oever zijn gelegd, maar de afzonderlijke opnamen kunnen niet zelfstandig worden beoordeeld. De opnamen worden eerst geaggregeerd alsof ze samen één groot transect vormen vanaf de oever tot aan het midden van het meer, waarbij de meetpunten worden verwerkt alsof het secties waren. Aggregatie over delen van het waterlichaam is ook mogelijk; dan zijn die delen benoemd. Eindbeoordeling per waterlichaam plaats dan plaats door het (gewogen) middelen van de eindbeoordelingen van de delen.

Er vindt meestal geen weging plaats tussen de meetpunten omdat deze random zijn gelegd. Als de monitoring echter is voorzien van een kartering en de meetpunten representatief zijn voor de kaartenheden, wordt elke opname gewogen naar het oppervlak van de kaartenheid waarvoor het representatief is. Indien meerdere opnamen zijn gemaakt in dezelfde kaartenheid dan wordt de weegfactor tussen deze opnamen verdeeld.

5.6 Lijnvormige waterlichamen

De berekeningswijze is dezelfde als bij transecten in meren. In plaats van secties wordt er doorgaans over zones gesproken en voor de lengte van een sectie moet hier de breedte van een zone worden gelezen.

5.6.1 *Submers, emers, drijfblad, kroos, flab (overige)*

Als niet de gehele breedte van het begroeibare areaal is opgenomen, dan moet worden aangenomen dat de verder van de oever gelegen delen van de waterlichaam onbegroeid waren. Alleen als expliciet is aangegeven dat die delen een zelfde soort begroeiing hadden moet deze bewerking worden overgeslagen. Een andere reden om deze bewerking over te slaan is wanneer de breedte van het begroeibare areaal en/of van de breedte van de opname niet zijn vermeld; dan moet worden aangenomen dat deze identiek zijn.

Bij sommige watertypen wordt de groeivorm emerse of de groeivorm drijfblad samen met submers beoordeeld. Daarvoor worden de bedekkingspercentages van emers resp drijfblad bij die van submers opgeteld. Als het totaal groter dan 100% is, wordt de waarden op 100% afgerond.

Het percentage bedekking dat is opgenomen (P_o) wordt vermenigvuldigd met de breedte van de opname (B_o) en gedeeld door de breedte van het begroeibare areaal (B_r):

$$P = P_o \times B_o / B_r$$

Als de waterzone was verdeeld in twee of meer deelopnamen of secties dan is de breedte daarvan genoteerd. Het percentage bedekking dat is opgenomen per deelopname of sectie (Ps_i) wordt vermenigvuldigd met de breedte van dat deel. Daarmee wordt de berekening in totaal:

$$P = \sum (Ps_i \times Bs_i) / Br$$

5.6.2 *Oever (kleinere R-typen)*¹

Het percentage waarin een gesloten boomlaag voorkwam wordt gebruikt als percentage abundantie voor deze groeivorm. De mate van geslotenheid blijkt uit de totale bedekking van de boomlaag en het minimumpercentage waarbij de boomlaag als gesloten wordt beschouwd. De laatste is methode-afhankelijk. Deze percentages worden op elkaar gedeeld en vermenigvuldigd met 100; als het resultaat groter is dan 100 dan wordt de waarde naar beneden afgerond naar 100.

5.6.3 *Oever (getijdewateren - R8)*

Het gedeelte van het begroeibare areaal van de oeverzone waarin een begroeiing van biezten is aangetroffen wordt gebruikt bij de abundantiebepaling. Of de begroeiing voldoet aan dat criterium kan blijken uit de soorten die er voorkwamen en welke bedekking er voor deze soorten samen is geschat. Als de bedekking van de biezensoorten samen lager is dan het 5% of lager dan 20% van de totale bedekking, dan wordt de overbegroeiing als afwezig beschouwd en wordt $P=0$. Dat kan tijdens monitoring zijn vastgesteld, maar ook op basis van de soortensamenstelling van de oeversectie in het transect worden gecontroleerd.

Het percentage groeivorm oever wordt berekend uit het aangetroffen dieptebereik van de bieztenbegroeiing (max diepte - min diepte) en het dieptebereik dat hoort bij de ter plaatse gangbare getijdeslag (Br). Als er meerdere opnamen per meetpunt zijn gemaakt dan wordt het gemiddelde dieptebereik gebruikt als die expliciet zijn vastgesteld. Als de opnamen in een aaneengesloten transect lagen wordt het totale dieptebereik gebruikt.

In formules:

$$P = \{ \sum (B_o / Br_o) / n \} \times 100 \text{ als } Br_o \text{ expliciet is aangegeven}$$
$$P = (\max(\text{diepte}_s) - \min(\text{diepte}_s)) / Br \times 100 \text{ bij transecten}$$

Een alternatieve methode die in de praktijk veel gebruikt wordt, is dat het areaal overbegroeiing wordt afgeleid uit de ecotopenkartering die in deze watertypen wordt uitgevoerd. Men moet dan wel controleren of die bieztenbegroeiing inderdaad aan het criterium voldoet. Daarna wordt het areaal aangetroffen ecotoop met biezten vergeleken met het areaal dat volgens de dieptekaarten en de ter plaatse geldende getijdeslag tot het begroeibaar areaal moet worden gerekend.

¹ Aanpassing na druk van maatlatdocument: geldt ook voor type R6 en R15; errata januari 2013

5.6.4 *Bronnen*

De methode van beoordelen moet nader worden uitgewerkt in combinatie met de validatie.

5.6.5 *Aggregatie*

De uitkomsten van de beoordelingen per meetpunt wordt gewogen gemiddeld voor het gehele waterlichaam. Als wegingsfactor wordt gebruikt: het percentage van de totale oeverlengte van het waterlichaam waarvoor elk meetpunt (*i*) representatief is (V_i).

$$EKR = \sum (EKR \times V_i) / \sum (V_i)$$

Omdat de wegingsfactoren voor alle deelmaatlatten binnen een transect gelijk zijn, kan de eindbeoordeling eenvoudig worden berekend uit het gewogen gemiddelde van de eindbeoordelingen van de transecten.

Alleen wanneer de wegingsfactoren binnen de transecten niet gelijk zijn moet de gewogen gemiddelde beoordeling worden uitgerekend voor alle deelmaatlatten afzonderlijk, waarna daaruit, eventueel samen met de beoordeling van de fytobenthos, het de eindbeoordeling van het kwaliteitselement berekend.



Deel III. Discussie en verantwoording

Dit deel bevat besprekingen over de herziene maatlat. Er wordt een overzicht gegeven van de verschillen met de vorige versie en er is een hoofdstuk met discussiepunten waarover nog een verdere uitwerking noodzakelijk is. Een deel van de discussiepunten betreffen de maatlat zelf en de maatlatten voor kleinere watertypen en kunstmatige wateren, een deel van de discussiepunten betreffen de consequenties voor andere onderdelen van de beoordelingsprocedure zoals de afleiding van MEP en GEP.

Tenslotte geeft dit deel ook een overzicht van alle bronnen waarnaar is gerefereerd in dit rapport.

1 Overzicht van de aanpassingen

Dit overzicht geeft in het kort de belangrijkste veranderingen ten opzichte van de huidige maatlatten van 2007. Voor de overwegingen die daartoe hebben geleid wordt verwezen naar de paragrafen in deel I

1. *Deelmaatlat abundantie*

| <i>oud:</i> | <i>nieuw:</i> | <i>zie:</i> |
|---|--|-------------|
| ▶ begroeibaar areaal submers verschilt per type tot 2,4, 2,7, 3,8, 4,5 of 5,6 m | bij ondiepe meren hele wateroppervlak (tot 3 m); bij diepe meren vervallen | 1.3.1 |
| ▶ berekening op basis van percentage bedekking op begroeibaar areaal | diepe meren: berekening op basis van maximum diepte van de begroeiing | 1.3.2 |
| ▶ emers en drijfblad niet beoordeeld bij meren | emers- en drijfblad-deelmaatlatten op basis van smaller begroeibaar areaal of maximum diepte (diepe meren) | 1.4 |
| ▶ emers en drijfblad samengevoegd met submers bij rivieren | emers apart beoordeeld of niet beoordeeld (groter rivieren) | 1.4.6 |
| ▶ onderscheid tussen groeivormen emers en oever onduidelijk | onderscheid tussen groeivormen emers en oever op basis van dichtheid hoge kruidlaag | 1.6 |
| ▶ begroeibaar areaal oever tussen hoogste en laagste waterstand | bij meren referentie breedte vastgesteld, bij rivieren breedte vervallen | 1.7 |
| ▶ berekening groeivorm oever als percentage van begroeibaar areaal | berekening lengte en breedte bij meren uit elkaar gehaald, met log-transformatie voor breedte | 1.9.2 |
| ▶ gevolgen voor monitoring onduidelijk | monitoring losgekoppeld van vaststelling begroeibaar areaal | 1.11 |

2. *Deelmaatlat soortensamenstelling*

| <i>oud:</i> | <i>nieuw:</i> | <i>zie:</i> |
|--|---|-------------|
| ▶ alle soorten scores positief (of 0 bij hoge abundantie) | negatieve scores voor soorten die positief reageren op pressoren | 2.3 |
| ▶ scores per soort voornamelijk op basis van expert judgement | scores gestandaardiseerd op basis van verhouding tussen categorieën van soorten | 2.4 |
| ▶ beoordeling gecorreleerd met soortenrijkdom en dus ook met monitoring-inspanning | beoordeling deels gecorrigeerd voor soortenaantal | 2.5, 2.7 |
| ▶ maatlatgrenzen door expert judgement | maatlatgrenzen aangepast op basis van intercalibratie | 2.8, 2.9 |

3. Aggregatie

| <i>oud:</i> | <i>nieuw:</i> | <i>zie:</i> |
|---|---|-------------|
| ▶ aggregatie in protocol geregeld | aggregatie in maatlat geregeld | dl. II, 3 |
| ▶ alle monsters per waterlichaam eerst aggregeren en dan beoordelen | beoordeling per meetpunt, daarna (gewogen) middelen per waterlichaam | 1.8, 2.6 |
| ▶ standaard monitoringsinspanning door voorgeschreven aantal meetpunten | aantal meetpunten in principe niet relevant voor beoordeling, alleen voor betrouwbaarheid | 2.6 |
| ▶ ruimtelijk variatie getoetst door de manier van aggregeren | ruimtelijke variatie wordt niet getoetst | 2.6 |

2 Discussie

2.1 Doelen van de verbetering gehaald

De doelstelling voor de verbeteringen zijn gehaald.

- ▶ er is geen belangrijke, systematische invloed meer van de monitoringsinspanning op het resultaat;
- ▶ een groot deel van de onduidelijkheden zijn weggenomen, met name door duidelijke aanwijzingen voor de manier waarop monitoring moet plaatsvinden en hoe de gegevens daaruit moeten worden verwerkt;
- ▶ er is een betere aansluiting van de beoordeling van de oeverbegroeiing bij de maatlat voor vissen in meren;
- ▶ de maatlatten zijn internationaal afgestemd, althans voor de watertypen waarvoor dat mogelijk is.

2.2 Validatie en uitbreiding overige typen en kunstmatige typen

De maatlatten voor natuurlijke watertypen die meegenomen zijn in de intercalibratie moeten worden beschouwd als goeddeels geïntercalibreerd. De abundantie van de groeivormen van meren zijn opgenomen in de intercalibratie, maar die van de rivieren niet. Die laatste dienen dus nog te worden gevalideerd.

De maatlatten voor de watertypen die sterk afwijken van de geïntercalibreerde typen zijn niet gevalideerd. Dat moet dus nog gebeuren. Met name de juistheid van de klassengrenzen voor de watertypen M12, M30 en M31 kan worden betwijfeld.

De klassengrenzen van de groeivormen drijfblad en emers waarvan het begroeibaar areaal is gedefinieerd moeten opnieuw worden gevalideerd. De klassengrenzen zijn overgenomen van de concept maatlatten omdat die reeds waren opgesteld in de geest van de opnieuw opgestelde definitie voor begroeibaar areaal.

De maatlatten voor overige wateren, voornamelijk kleine typen, en de default afgeleide maatlatten voor sloten en kanalen, zijn nog niet klaar respectievelijk opgesteld omdat hiervoor zonder validatie helemaal geen betrouwbare basis voor de scores per soort en voor de klassengrenzen kan worden vastgesteld.

2.3 Eventuele verdere aanpassing

Er is een aantal opties nog niet onderzocht die de beoordeling mogelijk nog verder kunnen verbeteren. Deze kunnen wellicht bij de evaluatie worden getest:

- ▶ het dubbel wegen van de groeivormen submers en drijfblad als ze samen beoordeeld worden;
- ▶ het trapsgewijs middelen van de beoordeling van de groeivormen om een evenwichtige inbreng van de waterzone en de oeverzone te garanderen, ook als wisselende groeivormen niet relevant zijn; bijvoorbeeld door een de groeivormen S, F en K eerst apart te middelen, evenals de groeivormen N, E en O, en daarna daar het gemiddelde van te nemen. Bij R-typen, waar S en N samen worden beoordeeld zou dat dan S+N, F en K naast E en O worden.

2.4 Consequenties van de aanpassingen voor MEP en GEP

Er is geen lineair verband tussen de maatlatscore op de oude en nieuwe maatlat. Daardoor moeten eventuele MEP en GEP opnieuw worden afgeleid.

De data die nodig zijn voor de beoordeling van de huidige situatie zijn vrijwel hetzelfde als bij de vorige maatlat, met uitzondering van:

- ▶ maximale diepte van de submerse begroeiing in de diepe meren in plaatst van het percentage bedekking op het begroeibare areaal;
- ▶ oeverlengte met een ontwikkelde oeverbegroeiing en gemiddelde breedte daarvan bij meren;
- ▶ dieptebereik van de groeivormen emers en drijfblad.

De data die zijn gebruikt bij de afleiding moeten gecontroleerd worden op juistheid, met name:

- ▶ of de juiste data zijn gebruikt bij de groeivorm emers en oever;
- ▶ of de juiste berekening is toegepast voor het vaststellen van het percentage bedekking in het begroeibaar areaal;
- ▶ hoe monsters als submonsters per meetpunt moeten worden beschouwd die vóór beoordeling moeten worden geaggregeerd;
- ▶ welke weging er moet worden toegepast bij aggregatie van de beoordelingen per meetpunt.

Als MEP en GEP zijn afgeleid volgens de handreiking die daarvoor is gemaakt (LBOW, 2005), dan is een vernieuwing daarvan niet lastig te maken. Het beste gaat dat door de afleiding opnieuw te baseren op de deelmaatlatscores bij de huidige toestand van de waterlichamen en de verwachte deelmaatlatscores na uitvoering van de maatregelen.

2.5 Afgeleide maatlatten, MEP en GEP

In sterk veranderde wateren is het begroeibare deel van het waterlichaam veelal kleiner als toegenomen troebelheid een effect is van de ingreep. Bij de huidige vaststelling van de MEP en GEP wordt de verlaging van de doelstelling voor abundantie submerse begroeiing herleidt uit het percentage van het begroeibaar areaal dat ondiep genoeg is om ook in sterk veranderde toestand begroeid te zijn. Om een MEP en GEP vast te stellen wordt echter verwacht dat deze op basis van mogelijkheden en onmogelijkheden wordt uitgevoerd. Om dat te kunnen doen moeten de beoordelingen per deelmaatlat worden geëvalueerd. De maximale score op de deelmaatlatten wordt dan vervolgens gemiddeld tot een eindscore. De eindscore voor MEP, en zelfs voor GEP, ligt soms nauwelijks onder de klassengrens tussen Goed en Matig op de natuurlijke maatlat, terwijl de verlaging volledig wordt veroorzaakt door één of enkele deelmaatlatten. Ook mogelijk maatregelen zijn vaak goed aan de deelmaatlatten te koppelen.

Het ligt dan ook voor de hand om de MEP en GEP vast te stellen per deelmaatlat en daarop te toetsen.

Bij sterk veranderde en kunstmatige meren ontbreekt een oevervegetatie vaak geheel. Een discussiepunt is of voor MEP en GEP de oevervegetatie als niet beoordeelbaar mag worden beschouwd, als de afleiding per deelmaatlat mag worden gedaan. Dan valt wel de directe motivatie voor de aanleg van natuurvriendelijke oevers weg.

2.6 Aggregatie van ongelijksoortige waterlichamen

Bij de wens om zo veel mogelijk op hoofdlijnen te rapporteren over de waterkwaliteit zijn waterlichamen waarover wordt gerapporteerd zo groot mogelijk gemaakt. Vaak zijn waterlichamen daartoe samengevoegd. De beoordeling van deze samengevoegde waterlichamen wordt geaggregeerd. Voorwaarde is dat het gehele waterlichaam tot hetzelfde type behoort (Faber *et al.*, 2011).

De meeste waterlichamen zijn sterk veranderd of kunstmatig, maar dat betekent niet dat het gehele waterlichaam op zelfde manier is veranderd. Zo zijn kanalen gemaakt van delen van rivieren, zijn delen soms zo sterk verbreedt dat het water effectief stilstaat, of stroomt een rivier door een meer waarbij beide tot hetzelfde waterlichaam zijn gerekend. Ook in natuurlijke toestand komen waterlichamen voor waarvan delen aan een ander type zouden worden toegekend dan andere delen, zoals bovenlopen, middenlopen en benedenlopen van beken. Ook clusters van relatief kleine meren die worden samengevoegd worden door de opschaling in een andere grootteklasse en dus andere watertype ingedeeld.

Door het gehele waterlichaam te beoordelen volgens hetzelfde watertype ontstaan fouten in de beoordeling die niet zijn te verantwoorden.

Dit probleem is met de herziening van maatlat op te lossen omdat meetpunten afzonderlijk worden beoordeeld. De meetpunten kunnen nu worden beoordeeld volgens het type waarop ze het meeste lijken en vervolgens worden geaggregeerd. Aggregatie gebeurt op niveau van EKR en is dus tussen de typen mogelijk. Dit geldt ook voor de andere waterkwaliteitselementen.

2.7 Dataverwerking

Een belangrijk aandachtspunt is de ontwikkeling van mogelijkheden om de data die worden verzameld bij monitoring op een efficiënte manier te bewaren en te rapporteren. De gangbare database-systemen voor biologische data in de hydrobiologie zijn nogal beperkt. Waarnemingsgegevens worden altijd gekoppeld aan monsters en monsters worden gekoppeld aan voor-gedefinieerde monsterpunten en een datum. Waarnemingsgegevens bestaan uit een lijstje van soorten met een getal voor de mate van aanwezigheid en een lijstje van voor-gedefinieerde abiotische parameters met een getal voor de hoeveelheid.

In de huidige databases wordt abundantie van groeivormen als een enkelvoudige meting beschouwd terwijl het meestal een berekening betreft op basis van meerdere getallen. Waarnemingen van diepten en afmetingen van de proefvlakken worden niet opgeslagen en er is ook geen afspraak over de manier waarop met deelopnamen in transecten wordt omgegaan.

Door misverstanden hierover wordt vaak de absoluut gemeten bedekking in een proefvlak overgenomen als te beoordelen percentage voor de groeivormen. Als voordien al een berekening heeft plaatsgevonden in relatie tot het begroeibaar areaal, dan is de grootte van het begroeibaar areaal niet meer transparant en is de waarde bij herziening van de opvattingen daarover onbruikbaar geworden.

Voor de berekening van de oeverbegroeiing van meren is het toevoegen van parameters voor lengte en breedte van de begroeiing onontbeerlijk. Dat geldt ook voor diepten waarop begroeiing is aangetroffen, dieptebereik van proefvlakken en breedtes van de secties in de transecten.

Behalve hiërarchische informatie over waterlichamen waartoe meetpunten behoren

zouden ook deelmonsters moeten kunnen worden geformuleerd.

De genoemde problemen zijn niet uniek voor de macrofyten-waarnemingen. Ook de nieuwe maatlat voor macrofauna in getijdenwateren (R8) vereist meer soorten informatie per waarneming, zoals grootte van het bemonsterde oppervlak.

3 Referenties

- ▶ Berg, M.S. van den [red.], 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten waterflora, Groeidocument Expertteam macrofyten en fytoplankton.
- ▶ Berg, M.S. van den & Pot, R. [red.], 2007. Achtergronddocument referenties en maatlatten overige waterflora ten behoeve van de kaderrichtlijn water. Expertteam macrofyten en fytoplankton.
- ▶ Bijkerk, R. [red.], 2010. Handboek hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Rapport 2010-28, STOWA, Amersfoort.
- ▶ Evers, C.H.M & R. Knoben (eds.), 2007. Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn water. Stowa rapport 2007-32b / RWS-WD 2007-019b.
- ▶ Evers, C.H.M.; H. de Mars; A.J.M. van den Broek; R. Buskens; M. Klinge; N. Jaarsma, 2005: Validatie en verdere operationalisering de concept KRW-maatlatten voor natuurlijke rivier- en meertypen. Royal Haskoning, 's Hertogenbosch; Riza, Lelystad.
- ▶ Faber, W., D. Wielakker, A. Bak, J.L. Spier en C. Smulders, 2011. Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen. Rijkswaterstaat.
- ▶ Herpen, F.C.J. van, R.J. Hoijtink en L.A.H. van Kouwen, 2011. Prioritering verbetervoorstellen KRW-maatlatten. Notitie voor RWS Waterdienst, Royal Haskoning, ARCADIS en Deltares.
- ▶ Hoijtink, R.J., C.H.M. Evers, L.A.H. van Kouwen, A.J.G. Reeze, R.A.E. Knoben en A.D. Buijse, 2010. Evaluatie KRW-maatlatten en doelafleiding. ARCADIS, Royal Haskoning en Deltares in opdracht van DG Water.
- ▶ Hoijtink, Reijer, Niels Evers, Leon van Kouwen, Eddy Lammens, 2012. Evaluatie KRW-maatlatten en afleiding ecologische doelen. H2O, 45 (3): 28-30.
- ▶ Kolada, A., S. Hellsten, N. Søndergaard, M. Mjelde, B. Dudley, G. van Geest, B. Goldsmith, H. Bennion, T. Davidson, P. Nöges, V. Bertrin (2011). Report on the most suitable lake macrophyte based assessment methods for impacts of eutrophication and water level fluctuations. WISER, European Union 7th Framework Programme, Theme 6, contract 226273 (www.wiser.eu)
- ▶ Kouwen, L. van, Reeze, B. & Geest, G. van, 2010: Inventarisatie knelpunten KRW-maatlatten in de rijkswateren. Deltares rapport 1200212-001-ZWS-0004.
- ▶ LBOW, 2005. Handreiking MEP/GEP, versie 2.1. Projectgroep Implementatie Handreiking.
- ▶ Molen, D.T. van der & R. Pot [red.], 2007a. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Waterdienst en STOWA rapport 2007-32 / RWS-WD 2007-019
- ▶ Molen, D.T. van der & R. Pot [red.], 2007b. Referenties en concept-maatlatten voor meren en rivieren voor de Kaderrichtlijn Water, aanvulling kleine wateren. Waterdienst en STOWA.
- ▶ Molen, D.T. van der [red.], 2004a. Referenties en concept-maatlatten Meren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 42, RIZA en STOWA.
- ▶ Molen, D.T. van der [red.], 2004b. Referenties en concept-maatlatten Rivieren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapport 43, RIZA en STOWA.
- ▶ Pot, R & Coops, H., 2009. Nieuwe inzichten voor de maatlat macrofyten naar aanleiding van de Europese intercalibratie. Scirpus Ecologisch Advies, Weesp / Roelf Pot, Oosterhesselen
- ▶ Pot, R., 2007. Internationale harmonisatie en validatie van de maatlatten van meren en rivieren. Roelf Pot, Oosterhesselen, notitie voor Rijkswaterstaat – RIZA.

- ▶ Pot, R. 2010: Waterplanten in Loenderveen-Oost: in 2009 de gehele plas begroeid. Onderzoeksrapport voor Waternet; Roelf Pot, Oosterhesselen
- ▶ Torenbeek, R. & Pelsma, T., 2007: Protocol toetsen en beoordelen voor de operationele monitoring en toestand- en trendmonitoring. Arcadis & RWS, Werkgroep MIR.
- ▶ Splunder, I. van, T.A.M. Pelsma & A. Bak (red.), 2006. Richtlijnen monitoring oppervlaktewater. Europese Kaderrichtlijn Water. Versie 1.3, augustus 2006.

4 Dankwoord

Dit rapport is mede tot stand gekomen door de inbreng van de begeleidingscommissie die bestond uit de volgende personen:

- ▶ Marcel van de Berg, Rijkswaterstaat
- ▶ Gerard ter Heerdt, Waternet
- ▶ Bert Knol, Waterschap Regge en Dinkel
- ▶ Eddy Lammens, Rijkswaterstaat
- ▶ Marieke Ohm, Rijkswaterstaat

Verder heeft een groot aantal gebruikers van de maatlatten indirect geholpen met het verbeteren ervan door het voorleggen van specifieke en onbevredigende uitkomsten van de beoordeling en door het doen van suggesties.

Bijlagen

Bijlage 1 Soorten en groeivormen

Overzicht van soorten en de groeivorm waarin ze voorkomen, de belangrijkste in hoofdletters, minder belangrijke in kleine letters. Hun bloeiwijzen en stengels zijn niet als aparte groeivorm aangegeven. De lijst omvat geen soorten die alleen in de oeverbegroeiing voorkomen (S = submers, N = drijfblad, E = emers, F = flab, K = kroos, O = oever).

Dit overzicht dient als nadere leidraad in de praktijk voor de monitoring. De bedekking in elke laag wordt onafhankelijk van de soorten geschat; alleen de fysieke aanwezigheid van planten(-delen) wordt per laag geschat.

(uit: Handboek Hydrobiologie; Bijkerk, 2010)

| Soort | Laag | Soort | Laag |
|-----------------------------|------|---------------------------|------|
| Acorus calamus | EO | Egeria densa | S |
| Agrostis stolonifera | EO | Eichhornia crassipes | N |
| Alisma gramineum | SEn | Elatine sp. | S |
| Alisma sp. (overige) | EOs | Eleocharis acicularis | Se |
| Alopecurus geniculatus | EO | Eleocharis multicaulis | EO |
| Amblystegium riparium | Os | Eleocharis palustris | EO |
| Apium inundatum | SEn | Eleocharis uniglumis | Oe |
| Apium nodiflorum | EO | Elodea sp. | S |
| Azolla sp. | K | Enteromorpha sp. | F |
| Baldellia sp. | SEn | Equisetum fluviatile | E |
| Berula erecta | Eo | Fissidens sp. | Os |
| Bolboschoenus maritimus | EO | Fontinalis antipyretica | S |
| Brachythecium rutabulum | Os | Glyceria fluitans | OEns |
| Butomus umbellatus | Eos | Glyceria maxima | EO |
| Cabomba caroliniana | S | Glyceria overige soorten | EO |
| Calliergonella cuspidata | Os | Groenlandia densa | S |
| Callitriche brutia | Sn | Hippuris vulgaris | ES |
| Callitriche cophocarpa | Sn | Hottonia palustris | Se |
| Callitriche hermaphroditica | S | Hydrocharis morsus-ranae | N |
| Callitriche obtusangula | SN | Hydrocotyle ranunculoides | No |
| Callitriche palustris | SN | Hydrocotyle vulgaris | OE |
| Callitriche platycarpa | SN | Hydrodictyon reticulatum | S |
| Callitriche stagnalis | SOn | Iris pseudacorus | EO |
| Callitriche truncata | S | Isoetes sp. | S |
| Carex sp. | O | Juncus articulatus | OE |
| Catabrosa aquatica | Eos | Juncus bulbosus | Se |
| Ceratophyllum sp. | S | Leersia oryzoides | OE |
| Chara sp. | S | Lemna trisulca | S |
| Cinclidotus fontinaloides | O | Lemna overige soorten | K |
| Cinclidotus overige soorten | Os | Littorella uniflora | SEo |
| Cladium mariscus | EO | Lobelia dortmanna | SEo |
| Cladophora sp. | F | Ludwigia grandiflora | No |
| Crassula helmsii | Se | Ludwigia peploides | No |
| Cyperus sp. | EO | Ludwigia palustris | On |
| Drepanocladus aduncus | Os | Luronium natans | N |

| Soort | Laag | Soort | Laag |
|---|------|---------------------------------------|------|
| <i>Lysimachia nummularia</i> | EO | <i>Ranunculus fluitans</i> | S |
| <i>Lythrum portula</i> | NO | <i>Ranunculus lingua</i> | Eo |
| <i>Marsilea quadrifolia</i> | En | <i>Ranunculus hederaceus</i> | N |
| <i>Mentha aquatica</i> | Oe | <i>Ranunculus penicillatus</i> | Sn |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | Oe | <i>Ranunculus sceleratus</i> | EO |
| <i>Montia fontana</i> ssp. <i>fontana</i> | NO | <i>Ranunculus overige soorten</i> | SN |
| <i>Mougeotia</i> sp. | F | <i>Rhynchospora</i> sp. | EO |
| <i>Myosotis laxa</i> | EO | <i>Riccia fluitans</i> | Sk |
| <i>Myosotis scorpioides</i> | EO | <i>Ricciocarpos natans</i> | K |
| <i>Myriophyllum aquaticum</i> | Eo | <i>Rorippa amphibia</i> | EO |
| <i>Myriophyllum heterophyllum</i> | Se | <i>Ruppia</i> sp. | S |
| <i>Myriophyllum verticillatum</i> | Se | <i>Sagittaria</i> sp. | ESn |
| <i>Myriophyllum overige soorten</i> | S | <i>Salvinia natans</i> | K |
| <i>Najas</i> sp. | S | <i>Schoenoplectus lacustris</i> | EOs |
| <i>Nasturtium</i> sp. | EO | <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> | OE |
| <i>Nitella</i> sp. | S | <i>Schoenoplectus triqueter</i> | O |
| <i>Nitellopsis obtusa</i> | S | <i>Scirpus fluitans</i> | SNE |
| <i>Nuphar lutea</i> | NS | <i>Scirpus sylvaticus</i> | EO |
| <i>Nymphaea</i> sp. | N | <i>Sium latifolium</i> | Eo |
| <i>Nymphoides peltata</i> | Nse | <i>Sparganium angustifolium</i> | NS |
| <i>Octodicerias fontanum</i> | S | <i>Sparganium emersum</i> | NEOs |
| <i>Oenanthe aquatica</i> | EOs | <i>Sparganium erectum</i> | EOs |
| <i>Oenanthe fistulosa</i> | Eo | <i>Sparganium natans</i> | NS |
| <i>Persicaria amphibia</i> | NeO | <i>Sphagnum cuspidatum</i> | S |
| <i>Persicaria hydropiper</i> | Oe | <i>Sphagnum denticulatum</i> | Os |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | EO | <i>Spirodela polyrhiza</i> | K |
| <i>Phragmites australis</i> | EO | <i>Stachys palustris</i> | O |
| <i>Pilularia globulifera</i> | ES | <i>Stratiotes aloides</i> | Ns |
| <i>Pistia stratiotes</i> | N | <i>Tolypella</i> sp. | S |
| <i>Pontederia cordata</i> | OE | <i>Typha angustifolia</i> | EO |
| <i>Potamogeton alpinus</i> | SN | <i>Typha latifolia</i> | Eo |
| <i>Potamogeton x angustifolius</i> | Sn | <i>Utricularia</i> sp. | Sn |
| <i>Potamogeton x fluitans</i> | SN | <i>Vallisneria spiralis</i> | S |
| <i>Potamogeton coloratus</i> | Sn | <i>Vaucheria dichotoma</i> | Sf |
| <i>Potamogeton gramineus</i> | SN | <i>Veronica anagallis-aquatica</i> | EO |
| <i>Potamogeton natans</i> | Ns | <i>Veronica beccabunga</i> | EO |
| <i>Potamogeton nodosus</i> | SN | <i>Veronica catenata</i> | OE |
| <i>Potamogeton polygonifolius</i> | Ns | <i>Warnstorfia fluitans</i> | S |
| <i>Potamogeton overige soorten</i> | S | <i>Wolffia arrhiza</i> | K |
| <i>Ranunculus circinatus</i> | S | <i>Zannichellia</i> sp. | S |
| <i>Ranunculus flammula</i> | EO | | |

Bijlage 2 Herziene soort-categorisering voor M-typen

Tabel 1. Overzicht van soorten met de score-categorieën waarin ze zijn ingedeeld.

De soorten staan per categorie geordend. Veel soorten zijn in verschillende watertypen niet in dezelfde categorieën ingedeeld, die komen daarom vaker in de tabel voor.

In de kolommen is aangegeven wat de score van de soort was in de huidige maatlat. Met een kleur is aangegeven dat de categorie is aangepast nadat alle eerdere scorecombinaties waren omgezet in 5 categorieën.

- ▶ Blauw: wordt een lagere categorie (krijgt een hogere score)
- ▶ Geel: wordt een hogere categorie (krijgt een lagere score)
- ▶ Groen: toegevoegd aan (@) of verwijderd uit (#) de maatlat

| | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Categorie 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Alisma gramineum | 134 | 122 | | | | | | | | | | | | | 122 | | | |
| Apium inundatum | 134 | | 144 | | | | | | | 144 | | | | | | | | |
| Baldellia ranunculoides | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Baldellia repens | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Callitriche brutia | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Callitriche hermaphroditica | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chara aspera | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | 144 | 134 | 134 | 134 | | 134 | 122 | |
| Chara baltica | | | | | | | | | | | 144 | 134 | | | | | | 134 |
| Chara canescens | | | | | | | | | | | 144 | 134 | | | | | | 134 |
| Chara connivens | | | | | | | | | | | 144 | 134 | | | | | | 134 |
| Chara contraria | | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | 144 | 134 | 134 | 134 | | | | 134 |
| Chara globularis | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | 134 | | 134 | | | | 134 |
| Chara hispida | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | 144 | 134 | 134 | 134 | | | | 134 |
| Chara sp. | | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | 144 | 134 | 134 | 134 | | | | 134 |
| Chara vulgaris | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | 134 | | 134 | | | | 134 |
| Cladopodiella fluitans | | | | 134 | | | 134 | | | | | | | | | 134 | | |
| Elatine hexandra | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Eleogiton fluitans | | | 144 | | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | |
| Fontinalis antipyretica | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hottonia palustris | 134 | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hypericum elodes | | | 144 | | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | |
| Isoetes echinospora | | | 144 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Isoetes lacustris | | | 144 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Juncus bulbosus | | | | 134 | | | 134 | | | | | | | | | | | |
| Limosella aquatica | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Littorella uniflora | | | 144 | | | | 144 | | | | 144 | 134 | | | | | | |
| Lobelia dortmanna | | | 144 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Luronium natans | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum alterniflorum | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Najas marina | | | | | | | | | | | | | | | | | | 134 |
| Narthecium ossifragum | | | | | | | | | | | | | | | 134 | | | |
| Nitella capillaris | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nitella flexilis | | 134 | | | | | | | | | | 134 | 134 | | 134 | | | |
| Nitella hyalina | | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | 144 | 134 | 134 | 134 | | | | 134 |
| Nitella mucronata | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | 134 | 134 | 134 | | | | 134 |
| Nitella opaca | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | 134 | | 134 | | | | 134 |
| Nitellopsis obtusa | | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | 134 | 134 | | | | 134 |
| Potamogeton coloratus | | | | | | | | | | | | | 134 | | | | | |

| | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Potamogeton compressus | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton gramineus | | | 144 | | | | 144 | | | | | 134 | | | | | | |
| Potamogeton lucens | | | | | | | | | | | | | 134 | | | | | |
| Potamogeton polygonifolius | | | 144 | | | | 144 | | | 144 | | | | | | | | |
| Potamogeton praelongus | | | | | | | | | | | | | 134 | | | | | |
| Ranunculus ololeucos | | | 144 | | | | 144 | | | 144 | | | | | | | | |
| Ruppia cirrhosa | | | | | | | | | | | | | | | | | 134 | 134 |
| Ruppia maritima | | | | | | | | | | | | | | | | | 134 | 134 |
| Sparganium angustifolium | | | | 134 | | | | 134 | | | | | | | 134 | | | |
| Sparganium natans | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Sphagnum cuspidatum | | | | 134 | | | | 134 | | | | | | | 134 | | | |
| Sphagnum denticulatum | | | | 134 | | | | 134 | | | | | | | 134 | | | |
| Sphagnum magellanicum | | | | | | | | | | | | | | | 134 | | | |
| Sphagnum papillosum | | | | | | | | | | | | | | | 134 | | | |
| Sphagnum rubellum | | | | | | | | | | | | | | | 134 | | | |
| Tolypella glomerata | | | | | | | | | | | | 134 | | | | | | |
| Tolypella intricata | 134 | | | | | | | | | | | 134 | 134 | | | | | |
| Tolypella prolifera | 134 | | | | | | | | | 144 | | | | | | | | |
| Utricularia australis | | | 144 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Utricularia minor | | | | 134 | | | | 134 | | | | | | | 134 | | | |

Categorie 2

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|-----|--|-----|
| Alisma gramineum | | | | | | | | | | | 122 | | | | | | | |
| Apium inundatum | | | | | | | | | | | | 122 | | | | | | |
| Baldellia ranunculoides | | | | | | | | | | | 122 | 122 | | | | | | |
| Callitriche brutia | | 122 | 144 | | | | 144 | | | | 122 | 122 | | 122 | | | | |
| Ceratophyllum demersum | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ceratophyllum submersum | 122 | | | | | | | | | | | 122 | | | | | | 134 |
| Chara globularis | | | 144 | | | | 144 | | | | 122 | 122 | | | | | | 122 |
| Chara vulgaris | | | | | | | | | | | 144 | 134 | | | | | | 122 |
| Drosera intermedia | | | | 122 | | | | | | 122 | | | | | | 122 | | |
| Eleocharis acicularis | 134 | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Elodea canadensis | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | 122 | @ | 122 | 122 | | | | 122 |
| Eriophorum angustifolium | | | | 122 | | | | | 122 | 122 | | | | | | 122 | | |
| Eriophorum vaginatum | | | | 122 | | | | | 122 | 122 | | | | | | 122 | | |
| Fontinalis antipyretica | | | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | 122 |
| Groenlandia densa | 134 | 122 | | | | | | | | | | | | 122 | | | | |
| Hottonia palustris | | | | | 122 | | | | | | | | | 122 | | | | 122 |
| Ludwigia palustris | | | 122 | | | | 122 | | | | | | | | | | | |
| Luronium natans | | | | | | | | | | | 122 | | | | | | | |
| Myriophyllum alterniflorum | | | | | | | | | | | 122 | 122 | | | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | 134 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 134 | | | | | |
| Najas marina | 134 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | 122 |
| Nitella capillaris | | | | | | | | | | | | | 122 | | | | | |
| Nitella flexilis | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nitella opaca | | | 122 | | | | @ | | | | 122 | | 122 | | | | | 122 |
| Nitella translucens | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nitelopsis obtusa | 122 | | 122 | | | | @ | | | | | | | | | | | |
| Nymphaea candida | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nymphoides peltata | 134 | 122 | | | 122 | | | | | | | | | 122 | | | | 122 |
| Persicaria amphibia | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pilularia globulifera | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton acutifolius | | 122 | | | | | | | | | | | | 122 | | | | 122 |
| Potamogeton alpinus | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton berchtoldii | | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | 122 | | | | 122 |

| | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Potamogeton compressus | | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | 122 | | 122 | | |
| Potamogeton lucens | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton mucronatus | 134 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | |
| Potamogeton natans | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton obtusifolius | | 122 | 144 | | 122 | 122 | 144 | | 122 | 122 | | | | 122 | | | 122 | |
| Potamogeton pectinatus | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton polygonifolius | | | | | | | | | | | | | 122 | | | | | |
| Potamogeton praelongus | 134 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | 122 | | | 122 | |
| Potamogeton x angustifolius | | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | 122 | | | 122 | |
| Ranunculus aquatilis | | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | 122 | | 122 | | | 122 | |
| Ranunculus baudotii | | | | | | | | | | | | | | | | | | 134 |
| Ranunculus circinatus | | | | | | 122 | | | 122 | 122 | | 122 | 122 | | | | | |
| Ranunculus peltatus | 134 | | | | | | | | | | 144 | 122 | | 122 | | | | |
| Rhynchospora alba | | | | 122 | | | | 122 | | | | | | | | 122 | | |
| Schoenoplectus lacustris | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sparganium angustifolium | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Stratiotes aloides | | | | | | | | | | | | | | 122 | | | 122 | |
| Utricularia vulgaris | | | | | | | | | | | | | | 122 | | | 122 | |

Categorie 3

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---------|
| Callitriche obtusangula | | | | | @ | | | @ | @ | 144 | | | 122 | | @ | | | |
| Callitriche platycarpa | 134 | 122 | | | 122 | 122 | | 122 | 122 | | | | 122 | | 122 | | | |
| Ceratophyllum submersum | | | | | | | | | | | 144 | | | | | | | |
| Drosera intermedia | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Elodea nuttallii | 110 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fontinalis antipyretica | | | | | | | | | | | | | 110 | | | | | |
| Hippuris vulgaris | 134 | 122 | | | | | | | | | 144 | | | 122 | | | | |
| Juncus bulbosus | | | | | | | | | | | | | 110 | | | | | |
| Lemna trisulca | | 110 | | | 110 | 110 | | | 110 | 110 | @ | 110 | 100 | 110 | | 110 | 100 | |
| Lythrum portula | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Myrica gale | | 122 | 122 | | | | @ | 122 | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum spicatum | | | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | | | | | | | | | | | | | 122 | | | 122 | | |
| Narthecium ossifragum | | | | 122 | | | | 122 | | | | | | | | | | |
| Nitella flexilis | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nuphar lutea | | | | | | | | | | | | | | 122 | | | 122 | |
| Nymphaea alba | 134 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 134 | 122 | | 122 | | |
| Nymphoides peltata | | | | | | | | | | | | | 122 | | | | | |
| Persicaria amphibia | | | | | 122 | | | | 122 | | 110 | | 122 | | | 122 | | |
| Potamogeton alpinus | 134 | | | | | | | | | | 144 | | 122 | | | | | |
| Potamogeton compressus | | | | | | | | | | | | | 134 | | | | | |
| Potamogeton crispus | 134 | 122 | | | | 122 | | | 122 | 122 | 122 | 122 | 122 | 122 | | 122 | 122 | 110 |
| Potamogeton lucens | | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | | | 122 | | |
| Potamogeton natans | | | | | | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | | | 122 | | |
| Potamogeton obtusifolius | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton perfoliatus | | | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | 122 | | | 122 | | |
| Potamogeton polygonifolius | | | | | | | | | | | | | | | 122 | | | |
| Potamogeton pusillus | | | | | | | | | | | | | | | | | | 110 110 |
| Radiola linoides | | | 122 | | | | | 122 | | | | | | | | | | |
| Ranunculus aquatilis | 134 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus baudotii | | | | | | | | | | | 144 | 122 | | | | | | |
| Ranunculus circinatus | 134 | | | | 122 | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus peltatus | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Rhynchospora alba | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Rhynchospora fusca | | | 122 | 122 | | | | 122 | | | | | | | | | | |

| | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 | |
|--------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Riccia fluitans | | 110 | | | 110 | 110 | | | 110 | 110 | | | | 110 | | 110 | | | |
| Ricciocarpos natans | | 110 | | | | | | | | | | | | 110 | | 110 | | | |
| Ruppia cirrhosa | | | | | | | | | | | | | 122 | | | | | | |
| Ruppia maritima | | | | | | | | | | | | | 122 | | | | | | |
| Schoenoplectus lacustris | | | | | 122 | 122 | | | 122 | 134 | | | 122 | 122 | | 122 | | | |
| Sphagnum cuspidatum | | | @ | | | | @ | | | | | | | | | | | | |
| Sphagnum majus | | | | | | | | | | | | | | | | 122 | | | |
| Sphagnum papillosum | | | | 122 | | | | 122 | | | | | | | | | | | |
| Sphagnum pulchrum | | | | | | | | | | | | | | | | | 122 | | |
| Stratiotes aloides | | 134 | 122 | | 122 | | | | | | | | 122 | | | | | | |
| Trichophorum cespitosum | | | | 122 | | | | 122 | | | | | | | | 122 | | | |
| Utricularia intermedia | | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Utricularia vulgaris | | 134 | @ | | 122 | | @ | | | | | | 122 | | | | | | |
| Zannichellia palustris | | | | | | | | | | | | | | | | | | 134 | 134 |

Categorie 4

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|-----|--|-----|-----|
| Calliergonella cuspidata | | | 122 | | | | 122 | | | | | | | | | | | | |
| Callitriche obtusangula | | 122 | | | | | | | | | | 122 | | | | | | | 134 |
| Callitriche platycarpa | | | | | | | | | | 110 | 122 | | | | | | | | |
| Elodea nuttallii | | 110 | | | 110 | 110 | | | 110 | 110 | 110 | 110 | 110 | 110 | | | | 110 | |
| Hydrocharis morsus-ranae | | 134 | 122 | | 122 | | | | | | | | | 122 | | | | 122 | |
| Lemna trisulca | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 100 |
| Myriophyllum spicatum | | 122 | 122 | | | | | | | | | 122 | | 122 | | 122 | | | |
| Nuphar lutea | | 134 | 122 | @ | | 122 | 122 | @ | | 122 | 122 | | 134 | | | | | | |
| Persicaria amphibia | | | 122 | @ | | | 122 | @ | | 122 | 110 | | 122 | | | | | | |
| Potamogeton crispus | | | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton natans | | 122 | | | 122 | | | | | 110 | 122 | 122 | | | | | | | |
| Potamogeton pectinatus | | | | | | 122 | | | 122 | 122 | | | | | | | | 122 | 122 |
| Potamogeton perfoliatus | | 134 | 122 | | | | | | | | | | 134 | | | | | | |
| Potamogeton pusillus | | 134 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | 110 | | 122 | | | | 122 | |
| Potamogeton trichoides | | 134 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | 122 | | | | 122 | |
| Ranunculus circinatus | | | 122 | | | | | | | | | | | 122 | | | | 122 | |
| Ranunculus peltatus | | | | 144 | | | | 144 | | | | | | | | | | | |
| Schoenoplectus lacustris | | | 122 | | | | | | | | 111 | | 134 | | | | | | |
| Sphagnum compactum | | | | | 122 | | | 122 | | | | | | | | | | 122 | |
| Sphagnum denticulatum | | | @ | | | | @ | | | | | | | | | | | | |
| Utricularia vulgaris | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zannichellia palustris | | 134 | | | 122 | 122 | | | 122 | 122 | | | | | | | | | |

Categorie 5

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-----|-----|-----|--|-----|-----|-----|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|--|-----|-----|
| Azolla cristata | 100 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Azolla filiculoides | 100 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ceratophyllum demersum | | 110 | | | 110 | 110 | | | 110 | 110 | 110 | 110 | 110 | 110 | | | | 110 | |
| Eriophorum angustifolium | | | 100 | | | | 100 | | | | | | | | | | | | |
| Hydrocharis morsus-ranae | | | | | 122 | | | | 122 | 122 | | | 134 | | | | | | |
| Juncus bulbosus | | | 100 | | | | 100 | | | | 100 | | | | | | | 134 | |
| Lemna gibba | 100 | 100 | | | 100 | 100 | | | 100 | 100 | | | | 100 | | | | 100 | 100 |
| Lemna minor | 100 | 100 | @ | | 100 | 100 | | | 100 | 100 | @ | | 100 | 100 | 100 | | | 100 | 100 |
| Lemna trisulca | 100 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton natans | | | 100 | | | | 100 | | | | | | | | | | | | 100 |
| Potamogeton pectinatus | | 122 | | | 122 | | | | | | 110 | 110 | 122 | 122 | | | | 122 | |
| Potamogeton pusillus | | 122 | | | | | | | | | 110 | | 122 | | | | | | |
| Potamogeton trichoides | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Riccia fluitans | 100 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ricciocarpos natans | 100 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|--------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Sphagnum fallax | | | 100 | | | | 100 | | | | | | | | 100 | | | |
| Sphagnum fimbriatum | | | 100 | | | | 100 | | | | | | | | 100 | | | |
| Sphagnum palustre | | | 100 | | | | 100 | | | | | | | | 100 | | | |
| Sphagnum squarrosum | | | 100 | | | | 100 | | | | | | | | 100 | | | |
| Spirodela polyrhiza | 100 | 100 | | | 100 | 100 | | | 100 | 100 | | 100 | 100 | 100 | | | 100 | |
| Warnstorfia fluitans | | | @ | 100 | | | @ | 100 | | | | | | | | | 100 | |
| Wolffia arrhiza | | 100 | | | | | | | | | | | | | 100 | | 100 | |
| Zannichellia palustris | | | 122 | | | | | | | | | 144 | 122 | 122 | 122 | | | 122 |
| Verwijderd | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Apium inundatum | | | | | | | # | | | | | | | | | | | |
| Fontinalis antipyretica | | | # | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton obtusifolius | | | | | | | | | | | | | | | | | # | |

Bijlage 3 Herziene soort-categorisering voor R-typen

Tabel 1. Overzicht van soorten met de score-categorieën waarin ze zijn ingedeeld.

De soorten staan per categorie geordend. Veel soorten zijn in verschillende watertypen niet in dezelfde categorieën ingedeeld, die komen daarom vaker in de tabel voor.

In de kolommen is aangegeven wat de score van de soort was in de huidige maatlat. Met een kleur is aangegeven dat de categorie is aangepast nadat alle eerdere scorecombinaties waren omgezet in 5 categorieën.

- ▶ Blauw: wordt een lagere categorie (krijgt een hogere score)
- ▶ Geel: wordt een hogere categorie (krijgt een lagere score)
- ▶ Groen: toegevoegd aan de maatlat (@)

| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|----------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---------|
| Categorie 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Alisma gramineum | | | | | | | 122 | | | 234 | | 234 | | | | | 234 | |
| Apium nodiflorum | | | | | | | | 134 | 122 | 344 | | | | 244 | | | 244 | 244 |
| Berula erecta | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bolboschoenus maritimus | | | | | | | | 134 | | | | | | | | | | |
| Calliergonella cuspidata | | | | | | | | | | | | 234 | | | | | | |
| Callitriche brutia | | 344 | 344 | 243 | 243 | | | | 122 | 344 | 122 | 344 | 244 | 244 | 244 | 234 | | 244 |
| Callitriche platycarpa | | | 344 | | | | | | 144 | | 144 | | | | | | | |
| Callitriche stagnalis | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Caltha palustris | | | | | @ | | | | | | | | | | | | | |
| Caltha palustris subsp. araneosa | | | | | | | | 134 | | | | | | | | | | |
| Cardamine amara | | | | | @ | | | | | | | | | | | | | 244 |
| Carex elongata | | | @ | | | | | | @ | | @ | | @ | | | | | @ |
| Carex rostrata | | | | | | @ | | | | | | | | | @ | | | |
| Carex vesicaria | | | | | | 344 | | | | | | 234 | | | | | | |
| Chiloscyphus polyanthos | 344 | | | | | | | | | | | | 244 | | | | | 244 |
| Chrysosplenium alternifolium | | 344 | 344 | | | | | | | | | | 244 | | | | | 244 |
| Chrysosplenium oppositifolium | 344 | 344 | 344 | 243 | | | | | | | | | 244 | | | | | 244 |
| Comarum palustre | | | | | | @ | | | | | | 234 | | | | | | |
| Eleogiton fluitans | | | | 243 | | | | | 144 | | 144 | | | | | | | |
| Equisetum fluviatile | | | 344 | | | 234 | @ | | | | | | | | | | | |
| Fontinalis antipyretica | | | | | @ | @ | | | | | | | 244 | | | | | 244 |
| Glyceria notata | | | | | | | | | | 344 | | | | 244 | | | | 244 244 |
| Hottonia palustris | | 344 | 344 | | 243 | | | | 144 | 344 | 144 | 344 | | | | | | |
| Luronium natans | | | | | 132 | | | | 144 | 344 | 144 | | | | | | | |
| Montia fontana | 344 | 344 | | 243 | | | | | 144 | | 144 | | | | | | | |
| Myriophyllum alterniflorum | | 344 | | 243 | 243 | | | | 144 | 344 | | 344 | 244 | 244 | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | | | 344 | | | | | | | 234 | | | | | | | | |
| Nasturtium officinale | | | | | | | | | | | | | | | | | | 244 244 |
| Nitella flexilis | | | | | | 344 | | | | | | | | | | | | |
| Nitella mucronata | | | | | 243 | 344 | | | | 344 | | 344 | | | | | | |
| Nuphar lutea | | | | | | | 134 | 134 | | | | | | | | | | 234 |
| Nymphaea alba | | | | | | | 134 | @ | | 234 | | | | | | | | 234 |
| Nymphoides peltata | | | | | | | 134 | | | | | | | | | | | |
| Oenanthe fistulosa | | | | | | | | | | 234 | | 234 | | | | | | |
| Pellia epiphylla | | 344 | 344 | 344 | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton alpinus | | | | | 243 | | | | 144 | 344 | 144 | | 244 | 244 | 244 | | | 244 |
| Potamogeton compressus | | | | | | | | | | 234 | | 234 | | | | | | |
| Potamogeton gramineus | | | | | | 344 | | | | | | | | | | | | |

| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|-----------------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Potamogeton lucens | | | | | | | 134 | 134 | | | | | | 244 | 244 | 234 | | 244 |
| Potamogeton mucronatus | | | | | | | | | | 234 | | 234 | | | | | | |
| Potamogeton nodosus | | | | | | | 134 | | | | | | | | | 234 | | |
| Potamogeton perfoliatus | | | | | | | 122 | | | | | | | 244 | 244 | | | 244 |
| Potamogeton praelongus | | | | | | 344 | | | | | | 344 | | | | | | |
| Ranunculus aquatilis | | | | | | | | | 144 | | 144 | | | | | | | |
| Ranunculus flammula | | | | | | | | | | | | 344 | | | | | | |
| Ranunculus fluitans | | | | | 243 | 344 | 134 | | | | | | | 244 | 244 | 234 | | 244 |
| Ranunculus hederaceus | | 344 | 344 | 243 | | | | | 144 | | 144 | | 244 | | | | | |
| Ranunculus lingua | | | | | | | | | | | | | 234 | | | | | |
| Ranunculus ololeucos | | | | 243 | | | | | 144 | | 144 | | | | | | | |
| Ranunculus peltatus | | | | 243 | 243 | | | | 144 | | 144 | | | | | | | 244 |
| Ranunculus peltatus heterophyllus | | | | | | | @ | | | | | | @ | @ | @ | | | @ |
| Sagittaria sagittifolia | | | | | | | | | | | | | | 244 | 244 | | | 244 |
| Schoenoplectus lacustris | | | | | | | | 134 | | | | | | | | | | |
| Schoenoplectus tabernaemontani | | | | | | | | 134 | | | | | | | | | | |
| Schoenoplectus triqueter | | | | | | | | 134 | | | | | | | | | | |
| Schoenoplectus x carinatus | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Sparganium emersum | | | | | | | | | | | | | | 244 | 244 | | | 244 |
| Utricularia vulgaris | | | | | | | | | | 234 | | 234 | | | | | | |
| Veronica anagallis-aquatica | | | | | | | | 134 | | | | | | | | | | |
| Veronica beccabunga | | | | | | | | | | | | | | 244 | | | | 244 |

Categorie 2

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|---|-----|---|
| Alisma gramineum | | | | 111 | 111 | 234 | | 111 | | | | | | | | | | | |
| Alnus glutinosa | | | | @ | @ | @ | | | @ | @ | @ | @ | @ | @ | @ | | | @ | @ |
| Apium inundatum | | | | | | | | | 122 | | | | | | | | | | |
| Baldellia ranunculoides | | | | 111 | | | | | 122 | | 122 | | | | | | | | |
| Berula erecta | | | | 111 | 111 | | | | 111 | 110 | 111 | | | 232 | 232 | | | 244 | |
| Callitriche brutia | 232 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Callitriche cophocarpa | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | |
| Callitriche obtusangula | | | | | | | @ | @ | | | | | | | | | @ | | |
| Callitriche platycarpa | | | | | | | | 111 | | 110 | | | | 232 | 234 | | | 232 | |
| Callitriche truncata | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | |
| Caltha palustris | 111 | 232 | | | | 111 | @ | | 122 | | | | 234 | | | | | | |
| Cardamine amara | | | | | | @ | | 111 | 134 | | 134 | | 244 | | | | | | |
| Carex acuta | | | | | | 234 | | | | | | | 123 | | | | | | |
| Carex elongata | | | | @ | @ | | | | | @ | | @ | | @ | @ | | | @ | |
| Chara species | | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chiloscyphus polyanthos | | 122 | 122 | | | | | | 134 | | 134 | | | | | | | | |
| Chrysosplenium alternifolium | | | | | | | | | 134 | | 134 | | | | | | | | |
| Chrysosplenium oppositifolium | | | | | | | | | 134 | | 134 | | | | | | | | |
| Conocephalum conicum | 232 | 122 | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Eleogiton fluitans | | | | | | 132 | | | | | | | | | | | | | |
| Elodea canadensis | | | | 132 | 132 | | | | | | | | | 232 | | | | 232 | |
| Epilobium palustre | | | | | | | | | | | | | 232 | | | | | | |
| Equisetum fluviatile | | | | 132 | | | | | 111 | 234 | 111 | 234 | | | | | | | |
| Glyceria fluitans | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | |
| Glyceria notata | | | | | | | | | | | | | 110 | | | | | 111 | |
| Hottonia palustris | | | | 132 | | | | | | | | | | | | | | 111 | |
| Hypericum elodes | | | | | | | | | 122 | | 122 | | | | | | | | |
| Isolepis setacea | 232 | 122 | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lemna trisulca | | | | | | 234 | | | | | | | | | | | | | |
| Littorella uniflora | | | | 111 | | | | | 122 | | 122 | | | | | | | | |

| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|----------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Ludwigia palustris | | | | | 132 | | | | | | | | | | | | | |
| Luronium natans | | | | 132 | | | | | | | | | | | | | | |
| Lysimachia thyrsoflora | | | | | | 234 | | | | | | 344 | | | | | | |
| Mentha aquatica | | | | | @ | | | | | | | | | | | | | |
| Montia fontana | | | 232 | | | | | | | | | | 244 | | | | 232 | |
| Myriophyllum spicatum | | | | | 132 | | | | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | | | | | | 234 | | 111 | | | | 234 | | 232 | | | | 232 |
| Nasturtium microphyllum | | | | | | | | | | | | | | | | | 110 | |
| Nasturtium officinale | | | 122 | | @ | | | | | 123 | | | | | | | | |
| Nitella mucronata | | | | | | | 122 | 111 | | | | | | | | 111 | | |
| Nuphar lutea | | | | | | | | | | | | | 232 | 232 | | | | 232 |
| Nymphaea alba | | | | | | 234 | | | | | | 344 | | | | | | |
| Nymphoides peltata | | | | | | | | 111 | | | | | | | | 111 | | |
| Oenanthe aquatica | | | 232 | | | 234 | | | | | | | | | | | | |
| Oenanthe fistulosa | | | | | | 234 | | 111 | | | | | | | | | | |
| Persicaria minor | | | | | | | | | | | | | 123 | | | | | |
| Persicaria mitis | | | | | | | | | | | | | 123 | | | | | |
| Phragmites australis | | | | | | | @ | 134 | | | | | | | | | | |
| Pilularia globulifera | | | | | | | | | 122 | | 122 | | | | | | | |
| Potamogeton alpinus | | 122 | 122 | | | | | | | | | | 123 | | | | | |
| Potamogeton bertholdii | | | | @ | @ | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton compressus | | 122 | | | | 234 | 122 | | | | | | | 232 | 232 | 111 | | 232 |
| Potamogeton crispus | | | | | 132 | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Potamogeton lucens | | | | | | 234 | | | | 123 | | 123 | | | | | | |
| Potamogeton mucronatus | | | | | | 234 | 122 | 111 | | | | | | | 232 | 111 | | 232 |
| Potamogeton natans | | | | | | | 122 | 111 | | | | | | | | | | |
| Potamogeton nodosus | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Potamogeton perfoliatus | | | | | | | | | | 111 | | | | | | | 111 | |
| Potamogeton polygonifolius | | 122 | 111 | @ | | | | | 122 | | 122 | | | | | | | |
| Potamogeton pusillus | | | | | | | | | | | | | 232 | 232 | 232 | | | |
| Potamogeton trichoides | | | | 132 | | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus aquatilis | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus circinatus | | | | | | | | 111 | | | | | | 232 | 232 | | | 232 |
| Ranunculus flammula | | | | 132 | | | | | | | | | 232 | | | | | |
| Ranunculus fluitans | | | | | | | | | | 230 | | | | | | | | |
| Ranunculus lingua | | | | | | 234 | | 111 | | | | | | | | | | |
| Ranunculus ololeucos | | | | | | | | | | | | 123 | | | | | | |
| Ranunculus peltatus | | 122 | 122 | | | | | 134 | | | | | | 244 | 244 | 234 | | 244 |
| Sagittaria sagittifolia | | | | | | | | | | | | | 232 | | | | | 232 |
| Schoenoplectus pungens | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Sparganium emersum | | | | 132 | 243 | | 122 | @ | | | | 123 | | | | | | |
| Thelypteris palustris | | | | | | 234 | | | | | | | | | | | | |
| Utricularia vulgaris | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Veronica beccabunga | | | | | | | | | | | | | 244 | | | | | 244 |
| Zannichellia palustris | | | | | | | @ | | | | | | | | | | | |

Categorie 3

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|--|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|-----|-----|-----|--|--|--|-----|
| Acorus calamus | | | | | | | @ | | | 110 | | 120 | | | | | | |
| Alisma lanceolatum | | | 122 | | | | | 122 | 111 | | | | | | | | | |
| Alisma plantago-aquatica | | | | | 121 | 123 | 122 | | | 111 | | 123 | | 210 | | | | 210 |
| Apium inundatum | | | | 121 | | | | | | | | 122 | | | | | | |
| Apium nodiflorum | | | | 121 | 121 | 123 | | | | | | 122 | | | | | | |
| Berula erecta | | | | | | 111 | | | 111 | | | | | | | | | 110 |
| Bolboschoenus maritimus | | | | | | | @ | | | | | | | | | | | |
| Butomus umbellatus | | | | | 121 | 123 | | 111 | | | | | 120 | | | | | |

| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Calliergonella cuspidata | | | | | | 111 | | | 122 | | 111 | | | | | | | |
| Callitriche obtusangula | | | | | | | | | | | | 120 | | | | | | |
| Callitriche platycarpa | | 122 | | 111 | 121 | 111 | 122 | | | | | 120 | 210 | 210 | | | | |
| Callitriche stagnalis | | | | | | | | | 122 | | 122 | | | | | | | |
| Caltha palustris | | | | | | | | | | | 122 | | 110 | | | | | |
| Cardamine amara | 111 | 122 | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | |
| Carex acuta | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Carex paniculata | | | | | | | | | | | | 344 | | | | | | |
| Carex riparia | | | | | | 123 | | | | | | | | | | | | |
| Carex rostrata | | | | | @ | | | | | @ | @ | @ | | | | | @ | |
| Carex vesicaria | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Catabrosa aquatica | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chiloscyphus polyanthos | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Conocephalum conicum | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Elodea canadensis | | | | | | 111 | 122 | | | 234 | | 234 | | 244 | 110 | | | |
| Epilobium obscurum | 122 | | | 121 | | | | | 122 | | 122 | | 244 | | | | 244 | |
| Equisetum fluviatile | | | | 111 | | | | 111 | | | | | 110 | | | | 110 | 110 |
| Equisetum palustre | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | | |
| Filipendula ulmaria | | | | @ | @ | | | | | @ | @ | | | | | | | |
| Galium palustre | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | | |
| Glyceria fluitans | | 210 | 122 | | | | | | | | | 110 | | 210 | 210 | | 210 | 210 |
| Groenlandia densa | | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hypericum elodes | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Iris pseudacorus | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | | | | | |
| Lycopus europaeus | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | | |
| Lysimachia vulgaris | | | | @ | | | | | | @ | @ | | | | | | | |
| Lythrum hyssopifolia | 111 | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lythrum portula | 122 | 122 | 122 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lythrum salicaria | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Mentha aquatica | | | 111 | | | 111 | @ | 111 | 111 | 111 | 111 | 111 | 100 | | | | 110 | |
| Myosotis scorpioides | 111 | 111 | 111 | | 111 | 111 | @ | 111 | 111 | 111 | 111 | 111 | | 110 | 110 | 111 | 110 | 110 |
| Myrica gale | | 122 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | | | | | | | 122 | | | | | | | | | | | |
| Nasturtium microphyllum | | | 122 | | | | | | | 111 | | 111 | | 110 | 110 | 111 | | 110 |
| Nasturtium officinale | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Nuphar lutea | | | | | 243 | 230 | | | | 100 | | 120 | | | | | | |
| Nymphoides peltata | | | | | | 123 | | | | | | | | | | | | |
| Oenanthe aquatica | | | | | 121 | | | 111 | | 110 | | 120 | | | | 234 | | |
| Oenanthe fistulosa | | | 122 | | 111 | | | | | | | | | 110 | 110 | 111 | 110 | 110 |
| Pellia epiphylla | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Persicaria minor | | | | | | | | | | 123 | | | | | | | | |
| Persicaria mitis | | | | | | | | | | 123 | | | | | | | | |
| Potamogeton alpinus | | | | 121 | | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton compressus | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Potamogeton crispus | | | | | | | | | 122 | 120 | 122 | | 210 | 210 | 210 | | 210 | 210 |
| Potamogeton lucens | | | 111 | | 121 | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton mucronatus | | | 111 | | 111 | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton natans | | | 122 | | | 111 | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton pectinatus | | | | | | | | | | | | | | 210 | 210 | | | 210 |
| Potamogeton perfoliatus | | | | | 121 | 123 | | 111 | | | | | | | | | | |
| Potamogeton pusillus | | | | | | | | | | | | | | | | | 232 | 232 |
| Potamogeton trichoides | | | 122 | | | | | | | 120 | | | | | | | | |
| Ranunculus circinatus | | | | | | | 122 | | 122 | | 122 | | | | | | 111 | |
| Ranunculus flammula | 111 | 122 | 122 | | | | | | 100 | | | | | | | | | |
| Ranunculus peltatus | | | | | | | | | | 110 | | 120 | 244 | | | | | |

| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|-----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Rumex hydrolapathum | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Sagittaria sagittifolia | | 100 | 122 | | | | | | | 120 | | 120 | | | | 111 | | |
| Schoenoplectus lacustris | | | | | | | 122 | | | | | 111 | | | | 111 | | |
| Scirpus sylvaticus | | | | @ | @ | @ | | | | | | | | | | | | |
| Solanum dulcamara | | | | | | @ | | | | | | | | | | | | |
| Sparganium emersum | | | 111 | | | 123 | | | | 123 | | | | | | | | |
| Sparganium erectum | | | | | | 123 | @ | | | 110 | | 120 | | | | | | |
| Stellaria uliginosa | 122 | 122 | 122 | | | | | | 122 | 111 | 122 | | 110 | | | | 110 | |
| Stratiotes aloides | | | | | | | | | 100 | | 100 | | | | | | 111 | |
| Thelypteris palustris | | | | | | | | | | | | 111 | | | | | | |
| Typha angustifolia | | | | | | | | | | | | 111 | | | | | | |
| Typha latifolia | | | | | | | | 111 | | | | | | 232 | 232 | | 232 | 110 |
| Utricularia vulgaris | | | | | | | | | | | | | | | | | 111 | |
| Veronica anagallis-aquatica | | | | | 121 | 123 | | | | | | | | | | | | |
| Veronica beccabunga | | | 122 | 121 | 121 | 123 | | 111 | 111 | 123 | 111 | | | | | | | |
| Veronica catenata | | | | | 121 | 123 | | | | 123 | | | | | | | | |

Categorie 4

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Acorus calamus | | | | 111 | 111 | 111 | | 111 | | | | | | 110 | 110 | | | |
| Agrostis stolonifera | | | | | | 111 | | 111 | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Alisma lanceolatum | | | | 111 | 111 | 111 | | | | 111 | | 111 | | 110 | 110 | | 110 | 110 |
| Alisma plantago-aquatica | | | 111 | 111 | | | | 111 | 100 | | | | | 110 | 234 | | | |
| Alopecurus geniculatus | | | | | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Berula erecta | | | | | | | | | | | | | | | | | | 110 |
| Bolboschoenus maritimus | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | 111 | 110 |
| Butomus umbellatus | | | | | | | 122 | | | | | | | | | | | |
| Calamagrostis canescens | | | | | | 111 | | | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Caltha palustris | | | | | | | | | | | | | | | | | | 110 |
| Carex acutiformis | | | | | | | 120 | | | | | | 111 | | | | | |
| Carex pseudocyperus | | | | | | | | | | | | | 111 | | | | | |
| Carex riparia | | | | | | | | | | | 111 | | 111 | | | | | |
| Catabrosa aquatica | | | | | | | | | | 100 | | | | 110 | | | | |
| Ceratophyllum demersum | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | | | | | |
| Cicuta virosa | | | | | | 111 | | | | | | | 111 | | | | | |
| Eleocharis multicaulis | | | | 111 | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Eleocharis palustris | | | | | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Elodea canadensis | | | 111 | 111 | | | | | | 100 | | 100 | | | | | | |
| Epilobium obscurum | | | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | |
| Epilobium parviflorum | | | | | | | | | | | | | | 110 | | | | |
| Equisetum fluviatile | | | | | | | | | | | | | | 110 | 110 | | | |
| Equisetum palustre | 111 | 111 | 111 | | | | | | | | | | 111 | | | | | |
| Filipendula ulmaria | | | | | | | | | | | | | | @ | @ | | | @ |
| Galium palustre | 111 | 122 | 111 | | | | | | | 111 | 111 | 111 | 111 | 111 | 110 | | | 110 |
| Glyceria fluitans | | | | | 111 | 111 | | | | 100 | 110 | 100 | | | | | | 111 |
| Hippuris vulgaris | | | | | | 111 | | | | 111 | | | | | | | | 111 |
| Hydrocotyle vulgaris | 111 | 111 | 111 | | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Iris pseudacorus | | | 111 | 111 | 111 | | | | | | | | | 110 | 110 | | | 110 |
| Juncus articulatus | 111 | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Juncus bulbosus | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lemna trisulca | | | | | | | | | | 100 | 110 | 100 | | 100 | 111 | | | |
| Lycopus europaeus | | | 111 | 111 | 111 | | | | | 111 | | | 111 | 110 | 110 | 110 | | 110 |
| Lysimachia thyriflora | | | | 111 | | | | | | 111 | | | | | | | | |
| Lysimachia vulgaris | | | | | | @ | | | | | | | | @ | | | | @ |
| Lythrum salicaria | | | | 111 | | | | | | | | 111 | 111 | | | | | 110 |
| Mentha aquatica | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Myosotis scorpioides | | | | 111 | | | | | | | | | 100 | | | | | |
| Myriophyllum spicatum | | | | | | | 122 | @ | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | | | | | 111 | | | | | | | | | | | | 111 | |
| Nasturtium microphyllum | | | | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | |
| Nuphar lutea | | 111 | 111 | | | | | | 100 | | 100 | | | | | | | |
| Nymphaea alba | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Oenanthe aquatica | | | | | | | | | 100 | | 100 | | | 110 | 110 | | 110 | 110 |
| Oenanthe fistulosa | | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | |
| Persicaria amphibia | | | | | | | @ | 111 | | | | | | | | | | 111 |
| Persicaria hydropiper | | | | | 121 | 234 | | | | | | | | | | | | 232 |
| Peucedanum palustre | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | | | | | |
| Phalaris arundinacea | | | | | | 110 | | 111 | | | | | | | | | | |
| Phragmites australis | | | | | 111 | 111 | | | | | | | | | | 110 | | |
| Potamogeton compressus | | | | | 111 | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton crispus | | 111 | 111 | | | | 122 | | | | | | 110 | | | | | 111 |
| Potamogeton natans | | 111 | | 111 | 111 | | | | 100 | 111 | 100 | 111 | | | | | | 111 |
| Potamogeton pectinatus | | | | | | | 122 | 111 | | | | | | | | | | |
| Potamogeton pusillus | | 111 | 111 | | | | 122 | 111 | | | | | | | | | | |
| Potamogeton trichoides | | | | | 132 | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus aquatilis | | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus circinatus | | 111 | 111 | | 111 | 111 | | | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Ranunculus lingua | | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus repens | | | | | @ | @ | | | | @ | | @ | | | | | | |
| Ranunculus sceleratus | | 111 | | | | | | | 111 | 111 | | 111 | | | | | | |
| Rorippa palustris | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Rumex hydrolapathum | | | 111 | 111 | 111 | 111 | | | | | | | | 110 | 110 | | 110 | 110 |
| Rumex palustris | | | | | | | | | | 111 | | 111 | | | | | | |
| Sagittaria sagittifolia | | | | | | | | | 100 | | | | | | | | | |
| Scirpus sylvaticus | | | | | | | | | | | | | | | | | | 110 |
| Sium latifolium | | | 111 | | 111 | 111 | | 111 | | 110 | | 111 | | 110 | 110 | | 110 | 110 |
| Solanum dulcamara | | | | @ | | | | | | | | | | | | | | |
| Sparganium emersum | | | | | | | | | | | | | | | | | | 111 |
| Sparganium erectum | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Stachys palustris | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Stellaria uliginosa | | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | |
| Stratiotes aloides | | | | | | 111 | | | | | | | | | | | | |
| Typha angustifolia | | | 111 | | | 111 | | | | | | | | | | | | 110 |
| Typha latifolia | | | | | | | @ | | | | | | | | | | | |
| Utricularia vulgaris | | | | | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | |
| Valeriana officinalis | | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Veronica beccabunga | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Veronica catenata | | | | 111 | | | | | | | | | | 110 | | | 110 | 110 |
| Zannichellia palustris | | | | | | | | | | | | | | | | | | 111 |

Categorie 5

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-----|-----|-----|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|-----|--|--|--|--|--|-----|-----|
| Acorus calamus | | | 100 | | | | | | | | | | | | | | | 110 | 110 |
| Agrostis stolonifera | 111 | 111 | 111 | | | | | | 100 | | | 100 | | | | | | 100 | |
| Alisma plantago-aquatica | | | | | | | | | | | | | | | | | | 100 | |
| Alopecurus geniculatus | 111 | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Calliergonella cuspidata | 111 | 111 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ceratophyllum demersum | | 100 | 100 | | 111 | | 122 | | 100 | | | 110 | | | | | | 111 | |
| Cicuta virosa | | | 100 | | | | | | | | | | | | | | | 110 | |
| Elodea canadensis | | | | | | | | | 110 | | | | | | | | | | |
| Elodea nuttallii | | 100 | 100 | | 111 | 110 | 110 | 110 | 100 | 110 | | 110 | | | | | | 110 | |
| Epilobium hirsutum | | | | | | 110 | | 111 | | 110 | | 110 | | | | | | 110 | |

| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|-----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Equisetum palustre | | | | | | | | | | | | | | | | | | 110 |
| Glyceria fluitans | 100 | | | | | | 122 | | | | | | | | | | | |
| Glyceria maxima | | | 100 | 100 | 111 | 110 | | 111 | 100 | 110 | | 110 | 100 | 100 | 100 | | 100 | 100 |
| Hydrocharis morsus-ranae | | 100 | 100 | | 111 | 100 | | 111 | 100 | 100 | | 100 | | | | 111 | | |
| Hydrocotyle vulgaris | | | | 111 | | | | | | | | | 100 | | | | | |
| Iris pseudacorus | | | | | | | | | | 110 | | 110 | | | | | | 110 |
| Juncus bulbosus | 100 | 100 | | 111 | | | | | | 100 | | | | | | | | |
| Lemna gibba | | | | | | 100 | | | 100 | | | | | | | | | |
| Lemna minor | | | | | | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | | 100 | | | | | | |
| Lysimachia vulgaris | | | | | | | | | | | | | | | @ | | | |
| Lythrum salicaria | 100 | 100 | 100 | | | 110 | | | 100 | | | | | | | | | |
| Myriophyllum spicatum | | | | | | | 230 | | | | | | | | | | | |
| Persicaria amphibia | | | | | | 110 | | | | 110 | | 110 | | | | | | |
| Persicaria hydropiper | 100 | 210 | 100 | | | | | 111 | 100 | 110 | | 110 | 100 | | | | | |
| Peucedanum palustre | | | | | | | | | | | | | 110 | | | | | |
| Phalaris arundinacea | | | 100 | 111 | 111 | | | | | 110 | | 110 | | 100 | 100 | | 100 | 100 |
| Phragmites australis | | 100 | 100 | 111 | | | | | 100 | 110 | | 110 | | | | | | 110 |
| Potamogeton crispus | | | | 111 | | 230 | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton pectinatus | | | | | 121 | 110 | | | | | | | | | | | | 111 |
| Potamogeton pusillus | | | | 111 | 111 | 110 | | | 100 | 110 | | 110 | | | | | | 111 |
| Ranunculus flammula | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus repens | | | | | | | | | | | | | @ | @ | | | | @ |
| Ranunculus sceleratus | | | | | | | | | | | | 100 | | | | | | |
| Rorippa amphibia | | | 100 | 111 | 111 | 110 | | 111 | | 110 | | 110 | | 110 | 110 | | 110 | 110 |
| Rorippa palustris | 100 | 100 | | | | | | | | | 110 | 110 | | | | | | |
| Rumex hydrolapathum | | | | | | | | | | | 110 | 110 | | | | | | |
| Sagittaria sagittifolia | | | | | 121 | 120 | 122 | 111 | | | | | | | | | | |
| Sium latifolium | | | | 111 | | | | | | | | | | | | | | |
| Solanum dulcamara | | | | | | | | | | 110 | | 110 | | | | | | |
| Sparganium emersum | | | | | | | | | 100 | | | | | | | | | |
| Sparganium erectum | | | 111 | 111 | 121 | | | | | | | | | 100 | 100 | | 100 | 100 |
| Spirodela polyrhiza | | | | | | 100 | 100 | 100 | 100 | | | 100 | | | | | | |
| Stachys palustris | | | | | | 110 | | | | | | 110 | | | | | | |
| Typha angustifolia | | | | 111 | | | @ | 111 | | | | | | | | | | |
| Typha latifolia | | 100 | 111 | 111 | 110 | | | | | 110 | | 110 | | | | | | |
| Veronica anagallis-aquatica | | | | | | | | | | | | | 100 | | | | | |
| Veronica catenata | | | | | | | | 111 | | | | | | | | | | |
| Zannichellia palustris | | | 100 | | | | | | | | | | | | | | | |

Bijlage 4 Maatlatgrenzen abundantie M-typen

Tabel 1. Weging en toepassing van de deelmaatlatten abundantie

| type | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|---------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Submers (S) | 1 | 2 | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 | 1 | 3 | 3 | 2 | 1 | 2 | 3 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| Drijfblad (N) | s | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Emers (E) | s | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Flab (F) | 0 | 0 | a | a | 0 | 0 | a | a | 0 | 0 | a | a | 0 | 0 | a | 0 | a | 0 |
| Kroos (K) | 0 | 0 | a | a | 0 | 0 | a | a | 0 | 0 | a | a | 0 | 0 | a | 0 | a | 0 |
| Oever (O) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 |

Waarbij:

1,2,3 = wordt berekend met wegingwaarde als aangegeven

0 = is niet relevant voor dit type

s = bedekking van deze groeivorm wordt opgeteld bij die van de submers

a = wordt berekend, maar indien $eqr > 0.6$ dan wordt de weging 0

Met een achtergrondkleur is aangegeven welke waarden zijn veranderd ten opzichte van de eerdere maatlat.

Tabel 2. Referenties voor begroeibaar areaal

| type | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-----------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| S | a | a | a | a | a | m | m | m | m | a | a | a | m | a | a | a | a | a |
| N-K (m-d) | a | a | a | a | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | a | 1 | 1 | a | a | 1 | | |
| N-K (m-b) | | | | | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | | 10 | 10 | | | 10 | | |
| O (m-b) | | 20 | | | 100 | 10 | | | 100 | 250 | 20 | | 10 | 20 | | 100 | 1 | 1 |

Waarbij:

a = gehele waterlichaam

m = alleen maximum diepte wordt beoordeeld

(m-d) = meter dieptebereik

(m-b) = meter breedtebereik als dieptebereik niet kan worden bepaald

S = groeivorm submers

N-K = groeivormen drijfblad, emers, kroos en flab

O = groeivorm oever

Tabel 3. Criteriumsoorten voor de oeverbegroeiing voor de M-typen

| Soortnamen van riet, lisdodde, bies, grote zegge-soorten en moerassoorten die geen pionier zijn | |
|---|--------------------------------|
| Acorus calamus | Iris pseudacorus |
| Bolboschoenus maritimus | Leersia oryzoides |
| Butomus umbellatus | Phalaris arundinacea |
| Carex acutiformis | Phragmites australis |
| Carex disticha | Schoenoplectus lacustris |
| Carex paniculata | Schoenoplectus tabernaemontani |
| Carex pseudocyperus | Schoenoplectus triqueter |
| Carex riparia | Scirpus sylvaticus |
| Carex rostrata | Sparganium erectum |
| Cladium mariscus | Typha angustifolia |
| Glyceria maxima | Typha latifolia |

Tabel 4. Maatlatgrenzen.

De waarden in deze tabel geven het percentage bedekking voor de grenzen tussen twee beoordelingsklassen, uitgedrukt als Ecologische Kwaliteits Ratio in de eerste kolom. Voor submers wordt bij de typen die zijn gemarkeerd met een m geen percentage bedekking maar maximum diepte van de begroeiing gegeven. In veel gevallen is er sprake van een optimum, dan loopt de score bij een verder oplopende bedekking weer af. De EKR-score van tussenliggende waarden wordt berekend uit een lineair verband tussen de score en het bedekkingspercentage voor het interval waarbinnen het bedekkingspercentage valt. Waarden met een achtergrondkleur zijn veranderd ten opzichte van de eerdere maatlat; zie de hoofdtekst voor een toelichting.

| type | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-----------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| submers | | | | | | m | m | m | m | | | | m | | | | | |
| 0,0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0 | 0 | 0 | 0,0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,2 | 20 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1 | 1 | 1 | 1,0 | 1 | 1 | 1 | 10 | 5 |
| 0,4 | 30 | 2 | 3 | 3 | 3 | 2,5 | 2,5 | 2,5 | 2,5 | 3 | 3 | 3 | 2,5 | 3 | 3 | 3 | 20 | 10 |
| 0,6 | 40 | 3 | 5 | 5 | 25 | 4,0 | 4,0 | 4,0 | 4,0 | 25 | 5 | 25 | 4,0 | 5 | 5 | 25 | 40 | 30 |
| 0,8 | 50 | 5 | 10 | 10 | 45 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 45 | 10 | 45 | 6,0 | 10 | 10 | 45 | 50 | 40 |
| 1,0 | 75 | 10 | 20 | 20 | 65 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 65 | 20 | 65 | 7,5 | 20 | 20 | 65 | 60 | 55 |
| 0,8 | 100 | 20 | 30 | 30 | 100 | | | | | 100 | 30 | 100 | | 30 | 30 | 100 | 70 | 70 |
| 0,6 | | 30 | 50 | 50 | | | | | | | 50 | | | 50 | 50 | | 80 | 80 |
| 0,4 | | 50 | 75 | 75 | | | | | | | 75 | | | 75 | 75 | | 100 | 100 |
| 0,2 | | 75 | 100 | 100 | | | | | | | 100 | | | 100 | 100 | | | |
| 0,0 | | 100 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| drijvend | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0,0 | 0 | | | 0 | 0 | | | | 0 | 0 | | | 0 | 0 | | | 0 | |
| 0,2 | 0,1 | | | 0,1 | 0,1 | | | | 0,1 | 0,1 | | | 1 | 0,1 | | | 0,1 | |
| 0,4 | 0,5 | | | 0,5 | 0,5 | | | | 0,5 | 0,5 | | | 3 | 0,5 | | | 0,5 | |
| 0,6 | 1 | | | 1 | 1 | | | | 1 | 1 | | | 5 | 1 | | | 1 | |
| 0,8 | 5 | | | 5 | 5 | | | | 5 | 5 | | | 10 | 5 | | | 5 | |
| 1,0 | 10 | | | 10 | 10 | | | | 10 | 10 | | | 15 | 10 | | | 10 | |
| 0,8 | 20 | | | 20 | 20 | | | | 20 | 20 | | | 20 | 20 | | | 20 | |
| 0,6 | 30 | | | 30 | 30 | | | | 30 | 30 | | | 30 | 30 | | | 30 | |
| 0,4 | 40 | | | 40 | 40 | | | | 40 | 40 | | | 40 | 40 | | | 40 | |
| 0,2 | 100 | | | 100 | 100 | | | | 100 | 100 | | | 100 | 100 | | | 100 | |
| 0,0 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| emers | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0,0 | | | | 0 | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | | |

Herziene maatlatten voor de beoordeling van macrofyten voor de KRW, 2012
Bijlagen

| | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| 0,2 | | | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 0,4 | | | 3 | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| 0,6 | | | 5 | | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| 0,8 | | | 10 | | | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| 1,0 | | | 15 | | | 15 | 15 | 15 | 15 | 20 | 20 | 15 |
| 1,0 | | | 75 | | | 75 | 75 | 75 | 75 | | | 75 |
| 0,8 | | | | | | | | | | 30 | 30 | |
| 0,6 | | | | | | | | | | 50 | 50 | |
| 0,4 | | | | | | | | | | 75 | 75 | |
| 0,2 | | | | | | | | | | 100 | 100 | |
| flab | | | | | | | | | | | | |
| 1,0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 0 | |
| 1,0 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 3 | 1 | | 1 | 0 |
| 0,8 | | 5 | 5 | | 5 | 5 | | 5 | 5 | | 5 | 1 |
| 0,6 | | 10 | 10 | | 10 | 10 | | 10 | 10 | | 10 | 5 |
| 0,4 | | 30 | 30 | | 30 | 30 | | 20 | 30 | | 30 | 10 |
| 0,2 | | 50 | 50 | | 50 | 50 | | 50 | 50 | | 50 | 15 |
| 0,0 | | 100 | 100 | | 100 | 100 | | 100 | 100 | | 100 | 100 |
| kroos | | | | | | | | | | | | |
| 1,0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | | 0 | |
| 1,0 | | 0,5 | 0,5 | | 0,5 | 0,5 | | 1 | 0,5 | | 0,5 | 0 |
| 0,8 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 5 | 1 | | 1 | 1 |
| 0,6 | | 2 | 2 | | 2 | 2 | | 10 | 2 | | 2 | 5 |
| 0,4 | | 10 | 10 | | 10 | 10 | | 20 | 10 | | 10 | 10 |
| 0,2 | | 20 | 20 | | 20 | 20 | | 40 | 20 | | 20 | 20 |
| 0,0 | | 100 | 100 | | 100 | 100 | | 100 | 100 | | 100 | 100 |
| oever | | | | | | | | | | | | |
| 0,0 | | 0 | | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| 0,2 | | 20 | | 20 | 20 | | 20 | 20 | 10 | | 20 | 20 |
| 0,4 | | 40 | | 40 | 40 | | 40 | 40 | 20 | | 40 | 40 |
| 0,6 | | 60 | | 60 | 60 | | 60 | 60 | 40 | | 60 | 60 |
| 0,8 | | 80 | | 80 | 80 | | 80 | 80 | 60 | | 80 | 80 |
| 1,0 | | 90 | | 90 | 90 | | 90 | 90 | 80 | | 90 | 100 |
| 1,0 | | 100 | | 100 | 100 | | 100 | 100 | 100 | | 100 | 100 |
| 0,8 | | | | | | | | | | | | 0 |
| 0,6 | | | | | | | | | | | | 5 |
| 0,4 | | | | | | | | | | | | 10 |
| 0,2 | | | | | | | | | | | | 15 |
| 0,2 | | | | | | | | | | | | 20 |
| 0,0 | | | | | | | | | | | | 100 |

Bijlage 5 Maatlatgrenzen abundantie R-typen

Tabel 1. Weging en toepassing van de deelmaatlatten abundantie

| type | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|---------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Submers (S) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| Drijfblad (N) | s | s | s | s | s | 1 | s | s | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | s | s | s | 0 | s |
| Emers (E) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Flab (F) | a | a | a | a | a | a | 0 | 0 | a | a | a | a | a | a | a | a | a | a |
| Kroos (K) | a | a | a | a | a | a | 0 | 0 | a | a | a | a | a | a | a | 0 | 0 | a |
| Oever (O) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |

Waarbij:

1 = wordt berekend

0 = is niet relevant voor dit type

s = bedekking van deze groeivorm wordt opgeteld bij die van de submers

a = wordt berekend, maar indien $eqr > 0.6$ dan wordt de weging 0

Met een achtergrondkleur is aangegeven welke waarden zijn veranderd ten opzichte van de eerdere maatlat.

Tabel 2. Referenties voor begroeibaar areaal

| type | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|-----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| S, N | a | a | a | a | a | a | z | z | a | a | a | a | | a | a | z | | a |
| N-K (m-d) | a | a | a | a | a | 1 | z | z | a | a | a | a | a | a | 1 | z | a | a |
| N-K (m-b) | | | | | | 4 | | | | | | | | | 4 | | | |
| O (m-b) | 1 | 1 | 1 | 5 | 5 | 5 | | g | 5 | | 5 | | 5 | 5 | 5 | | 5 | 5 |

Waarbij:

a = gehele waterlichaam

z = ondiepe zone zonder vaste breedte

g = wordt afgeleid uit hoogte van de getijdeslag

(m-d) = meter dieptebereik

(m-b) = meter breedtebereik als dieptebereik niet kan worden bepaald

S,N = groeivorm submers en eventueel drijfblad als die samen beoordeeld worden

N-K = groeivormen drijfblad, emers, kroos en flab

O = groeivorm oever

Tabel 3. Criteriumsoorten voor de oeverbegroeiing van R-typen

| Soortnamen type R8, biezen |
|----------------------------------|
| Bolboschoenus maritimus |
| Schoenoplectus lacustris |
| Schoenoplectus pungens |
| Schoenoplectus tabernaemontani |
| Schoenoplectus triqueter |
| Schoenoplectus x carinatus |
| Schoenoplectus x kuekenthalianus |

Voor watertypen R1, R2 en R3 zijn (nog) geen specifieke soorten geformuleerd.

Tabel 4. Maatlatgrenzen

De waarden in deze tabel geven het percentage bedekking voor de grenzen tussen twee beoordelingsklassen, uitgedrukt als Ecologische Kwaliteits Ratio in de eerste kolom. In veel gevallen is er sprake van een optimum, dan loopt de score bij een verder oplopende bedekking weer af. De EKR-score van tussenliggende waarden wordt berekend uit een lineair verband tussen de score en het bedekkingspercentage voor het interval waarbinnen het bedekkingspercentage valt. Waarden met een achtergrondkleur zijn veranderd ten opzichte van de eerdere maatlat; voor submers zijn voor de meeste maatlatten alle klassengrenzen één rij naar onder opgeschoven; zie de hoofdtekst voor een toelichting.

| type | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| submers | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0,0 | | | | | | | 0 | 0 | | | | | | | 0 | | | |
| 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 | | 0 |
| 0,4 | 1 | 1 | 1 | 5 | 1 | 1 | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 5 | | 1 |
| 0,6 | 5 | 5 | 5 | 10 | 5 | 5 | 1 | 2 | 5 | 5 | 5 | 5 | | 2 | 2 | 10 | | 2 |
| 0,8 | 10 | 10 | 10 | 20 | 20 | 20 | 5 | 5 | 15 | 10 | 15 | 10 | | 5 | 5 | 20 | | 5 |
| 1,0 | 20 | 20 | 20 | 30 | 30 | 30 | 20 | 10 | 25 | 20 | 25 | 20 | | 10 | 10 | 30 | | 10 |
| 0,8 | 25 | 40 | 25 | 45 | 45 | 45 | 40 | 25 | 40 | 40 | 40 | 40 | | 20 | 20 | 40 | | 20 |
| 0,6 | 30 | 50 | 30 | 60 | 60 | 60 | 70 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | | 30 | 40 | 70 | | 30 |
| 0,4 | 50 | 90 | 50 | 80 | 80 | 80 | 100 | 100 | 70 | 70 | 70 | 70 | | 50 | 60 | 100 | | 50 |
| 0,2 | 75 | 100 | 75 | 100 | 100 | 100 | | | 100 | 100 | 100 | 100 | | 70 | 80 | | | 70 |
| 0,0 | 100 | | 100 | | | | | | | | | | | 100 | 100 | | | 100 |
| drijvend | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0,0 | | | | | | | 0 | | | | | | | | | | | |
| 0,2 | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| 0,4 | | | | | | | 5 | | | 0 | | 0 | | | | | | |
| 0,6 | | | | | | | 10 | | | 1 | | 1 | | | | | | |
| 0,8 | | | | | | | 20 | | | 5 | | 5 | | | | | | |
| 1,0 | | | | | | | 25 | | | 10 | | 10 | | | | | | |
| 0,8 | | | | | | | 50 | | | 15 | | 15 | | | | | | |
| 0,6 | | | | | | | 90 | | | 30 | | 30 | | | | | | |
| 0,4 | | | | | | | 100 | | | 50 | | 50 | | | | | | |
| 0,2 | | | | | | | | | | 80 | | 80 | | | | | | |
| 0,0 | | | | | | | | | | 100 | | 100 | | | | | | |
| emers | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0,0 | 0 | | 0 | | | 0 | | | | 0 | | 0 | | | | | | |
| 0,2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | | | | 1 | | 1 | | | | | | |
| 0,4 | 3 | 1 | 3 | 1 | 1 | 3 | | | | 2 | | 2 | | 0 | 0 | | | 0 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| 0,6 | 5 | 3 | 5 | 3 | 3 | 5 | 5 | 5 | 1 | 1 | 1 | | | | | |
| 0,8 | 10 | 5 | 10 | 5 | 5 | 10 | 10 | 10 | 3 | 3 | 3 | | | | | |
| 1,0 | 30 | 10 | 30 | 10 | 10 | 20 | 15 | 15 | 5 | 5 | 5 | | | | | |
| 0,8 | 50 | 20 | 50 | 20 | 20 | 50 | 20 | 20 | 10 | 10 | 10 | | | | | |
| 0,6 | 75 | 30 | 75 | 30 | 30 | 75 | 50 | 50 | 20 | 20 | 20 | | | | | |
| 0,4 | | 50 | | 50 | 50 | | 75 | 75 | 30 | 30 | 30 | | | | | |
| 0,2 | | 75 | | 75 | 75 | | | | 50 | 50 | 50 | | | | | |
| 0,0 | | | | | | | | | 75 | 75 | 75 | | | | | |
| flab | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0,6 | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | | | | | |
| 0,8 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| 1,0 | 3 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | |
| 1,0 | | | | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 0,8 | 5 | 5 | 5 | 5 | 3 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 0,1 | 1 | 1 | 1 | 0,1 | 1 |
| 0,6 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 1 | 5 | 5 | 5 | 1 | 5 |
| 0,4 | 40 | 40 | 40 | 20 | 30 | 40 | 20 | 30 | 20 | 30 | 5 | 10 | 10 | 10 | 5 | 10 |
| 0,2 | 100 | 100 | 100 | 30 | 50 | 70 | 30 | 50 | 30 | 50 | 10 | 50 | 50 | 50 | 10 | 50 |
| 0,0 | | | | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| kroos | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1,0 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,8 | 5 | 5 | 5 | 3 | 3 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 0,1 | 1 | 1 | 0,1 | 1 | 1 |
| 0,6 | 10 | 10 | 10 | 5 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 1 | 5 | 5 | 1 | 5 | 5 |
| 0,4 | 40 | 40 | 40 | 10 | 30 | 40 | 20 | 30 | 20 | 30 | 5 | 10 | 10 | 5 | 10 | 10 |
| 0,2 | 100 | 100 | 100 | 20 | 50 | 70 | 30 | 50 | 30 | 50 | 10 | 50 | 50 | 10 | 50 | 50 |
| 0,0 | | | | | | | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| oever | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0,0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,2 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 2 | 20 | 20 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| 0,4 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 7 | 40 | 40 | 30 | 20 | 20 | 30 | 20 | 30 | 20 |
| 0,6 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 15 | 60 | 60 | 50 | 40 | 40 | 50 | 40 | 50 | 40 |
| 0,8 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 25 | 80 | 80 | 70 | 60 | 60 | 70 | 60 | 70 | 60 |
| 1,0 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 30 | 90 | 90 | 85 | 80 | 80 | 85 | 80 | 85 | 80 |
| 1,0 | | | | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 0,8 | 60 | 60 | 60 | | | | | | | | | | | | | |
| 0,6 | 75 | 75 | 75 | | | | | | | | | | | | | |
| 0,4 | 90 | 90 | 90 | | | | | | | | | | | | | |
| 0,2 | 100 | 100 | 100 | | | | | | | | | | | | | |

Bijlage 6 Maatlat soortensamenstelling M-typen

De deelmaatlat soortensamenstelling waterplanten wordt berekend op basis van de aangetroffen soorten uit de hier gegeven lijst. De lijst is samengesteld op basis van kenmerkende vegetatietypen voor het type (Van den Berg en Pot, 2007) en aangevuld en aangepast zoals in deel I is aangegeven.

Van alle soorten wordt per watertype aangegeven tot welke categorie ze horen. In tabel 2 staat aangegeven welke score de soorten van deze categorie vervolgens geven bij een oplopende mate van voorkomen (abundantieklasse). De betekenis en interpretatie van de drie abundantieklassen is in deel II, paragraaf 2.2 uiteengezet.

De EKR wordt vervolgens berekend uit de som van de scores van alle soorten met de formule:

$$EKR = ((\sum \text{soortscores}) / \sqrt{n - 3/n + B}) / A$$

waarbij:

n = aantal scorende soorten, niet totaal aantal soorten

A, B = constanten die verschillen per watertype, zie tabel 3

Tabel 1. Lijst van scorende soorten.

| type | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-----------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Alisma gramineum | 1 | 1 | | | | | | | | | 2 | | | 1 | | | | |
| Apium inundatum | 1 | | 1 | | | | | | | | 1 | 2 | | | | | | |
| Azolla filiculoides | 5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Azolla cristata | 5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Baldellia repens | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Baldellia ranunculoides | | | 1 | | | | 1 | | | | 2 | 2 | | | | | | |
| Calliergonella cuspidata | | | 4 | | | | 4 | | | | | | | | | | | |
| Callitriche hermaphroditica | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Callitriche obtusangula | | 4 | | | 3 | | | | 3 | 3 | 3 | 4 | | 3 | | 3 | 4 | |
| Callitriche platycarpa | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | 4 | 4 | | 3 | | 3 | | |
| Callitriche brutia | 1 | 2 | 2 | | | | 2 | | | | 2 | 2 | | 2 | | | | |
| Ceratophyllum submersum | 2 | | | | | | | | | | 3 | 2 | | | | | 2 | |
| Ceratophyllum demersum | 2 | 5 | | | 5 | 5 | | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | 5 | | |
| Chara globularis | 1 | 1 | 2 | | 1 | 1 | 2 | | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | | 1 | 2 | 2 |
| Chara contraria | | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | |
| Chara vulgaris | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | | 1 | 2 | 2 |
| Chara connivens | | | | | 1 | | | | | | 1 | 1 | | | | | 1 | 1 |
| Chara canescens | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | 1 | 1 |
| Chara baltica | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | 1 | 1 |
| Chara aspera | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | |
| Chara hispida | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | |
| Chara | | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | |
| Cladopodiella fluitans | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | |
| Drosera intermedia | | | 3 | 2 | | | | 2 | | | | | | | | 2 | | |
| Elatine hexandra | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Eleocharis acicularis | 2 | | 2 | | | | 2 | | | | | | | | | | | |
| Eleogiton fluitans | | | 1 | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | |
| Elodea nuttallii | 3 | 4 | | | 4 | 4 | | | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | | 4 | | |
| Elodea canadensis | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | 2 | | |

| type | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|-----------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Eriophorum angustifolium | | | 5 | 2 | | | 5 | 2 | | | | | | | 2 | | | |
| Eriophorum vaginatum | | | | 2 | | | | 2 | | | | | | | 2 | | | |
| Fontinalis antipyretica | | 1 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | 3 | 2 | 2 | | 2 | | |
| Groenlandia densa | 2 | 2 | | | | | | | | | | | | 2 | | | | |
| Hippuris vulgaris | 3 | 3 | | | | | | | | | 3 | | | 3 | | | | |
| Hottonia palustris | 1 | 1 | | | 2 | | | | | | | | | 2 | | 2 | | |
| Hydrocharis morsus-ranae | 4 | 4 | | | 4 | 5 | | | 5 | 5 | | | 5 | 4 | | 4 | | |
| Hypericum elodes | | | 1 | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | |
| Isoetes lacustris | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Isoetes echinospora | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Juncus bulbosus | | | 5 | 1 | | | 5 | 1 | | | 5 | 3 | | | 5 | | | |
| Lemna gibba | 5 | 5 | | | 5 | 5 | | | 5 | 5 | | | | 5 | | 5 | 5 | |
| Lemna trisulca | 5 | 3 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | 3 | 3 | 4 |
| Lemna minor | 5 | 5 | 5 | | 5 | 5 | | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | 5 | 5 | 5 |
| Limosella aquatica | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Littorella uniflora | | | 1 | | | | 1 | | | | 1 | 1 | | | | | | |
| Lobelia dortmanna | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ludwigia palustris | | | 2 | | | | 2 | | | | | | | | | | | |
| Luronium natans | | | 1 | | | | 1 | | | | 2 | | | | | | | |
| Lythrum portula | | | 3 | | | | 3 | | | | | | | | | | | |
| Myrica gale | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum alterniflorum | | | 1 | | | | 1 | | | | 2 | 2 | | | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 3 | | 3 | | |
| Myriophyllum spicatum | 4 | 4 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | 4 | 3 | 4 | | 4 | | |
| Najas marina | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | 2 | 1 | |
| Narthecium ossifragum | | | | 3 | | | | 3 | | | | | | | 1 | | | |
| Nitella mucronata | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | |
| Nitella hyalina | | 1 | | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | |
| Nitella flexilis | 2 | 1 | 3 | | | | | | | | | 1 | | 1 | | 1 | | |
| Nitella opaca | 1 | 1 | 2 | | 1 | 1 | 2 | | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | | 1 | 2 | |
| Nitella translucens | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nitella capillaris | 1 | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | |
| Nitellopsis obtusa | 2 | 1 | 2 | | 1 | 1 | 2 | | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | 1 | | |
| Nuphar lutea | 4 | 4 | 4 | | 4 | 4 | 4 | | 4 | 4 | | | 4 | 3 | | 3 | | |
| Nymphaea alba | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | 3 | | |
| Nymphaea candida | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nymphoides peltata | 2 | 2 | | | 2 | | | | | | | | 3 | 2 | | 2 | | |
| Persicaria amphibia | 2 | 4 | 4 | | 3 | 4 | 4 | | 4 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | | 3 | | |
| Pilularia globulifera | | | 2 | | | | 2 | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton acutifolius | | 2 | | | | | | | | | | | | 2 | | 2 | | |
| Potamogeton berchtoldii | | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | | 2 | | 2 | | |
| Potamogeton crispus | 3 | 3 | | | 4 | 3 | | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | 3 | 3 | 3 |
| Potamogeton lucens | 2 | 3 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | | 1 | 3 | | 3 | | |
| Potamogeton mucronatus | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | 2 | | |
| Potamogeton natans | 2 | 4 | 5 | | 4 | 3 | 5 | | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 3 | 5 | 3 | | |
| Potamogeton x angustifolius | | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | | 2 | | 2 | | |
| Potamogeton compressus | 1 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 3 | 2 | | 2 | | |
| Potamogeton alpinus | 3 | 2 | | | | | | | | | | 3 | | | 3 | | | |
| Potamogeton coloratus | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| Potamogeton gramineus | | | 1 | | | | 1 | | | | | 1 | | | | | | |
| Potamogeton polygonifolius | | | 1 | | | | 1 | | | | 1 | 2 | | | 3 | | | |
| Potamogeton obtusifolius | 3 | 2 | 2 | | 2 | 2 | 2 | | 2 | 2 | | | | 2 | | 2 | | |
| Potamogeton pectinatus | 2 | 5 | | | 5 | 4 | | | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | | 5 | 4 | 4 |
| Potamogeton perfoliatus | 4 | 4 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | | 4 | 3 | | 3 | | |
| Potamogeton praelongus | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | | 1 | 2 | | 2 | | |

| type | M5 | M11 | M12 | M13 | M14 | M16 | M17 | M18 | M20 | M21 | M22 | M23 | M24 | M25 | M26 | M27 | M30 | M31 |
|--------------------------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Potamogeton trichoides | 4 | 5 | | | 4 | 4 | | | 4 | 4 | | | | 4 | | 4 | | |
| Potamogeton pusillus | 4 | 5 | | | 4 | 4 | | | 4 | 4 | 5 | 4 | 5 | 4 | | 4 | 3 | 3 |
| Radiola linoides | | | 3 | | | | 3 | | | | | | | | | | | |
| Ranunculus ololeucos | | | 1 | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | |
| Ranunculus peltatus | 2 | 3 | 4 | | | | 4 | | | | 2 | 2 | | 2 | | | | |
| Ranunculus aquatilis | 3 | 2 | | | 2 | 2 | | | 2 | 2 | | 2 | | 2 | | | 2 | |
| Ranunculus circinatus | 3 | 4 | | | 3 | 2 | | | 2 | 2 | | 2 | 2 | 4 | | | 4 | |
| Ranunculus baudotii | | | | | | | | | | | 3 | 3 | | | | | | 2 |
| Rhynchospora fusca | | | 3 | 3 | | | | 3 | | | | | | | | | | |
| Rhynchospora alba | | | 3 | 2 | | | | 2 | | | | | | | 2 | | | |
| Riccia fluitans | 5 | 3 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | | | | 3 | | | 3 | |
| Ricciocharpos natans | 5 | 3 | | | | | | | | | | | | 3 | | | 3 | |
| Ruppia cirrhosa | | | | | | | | | | | | 3 | | | | | | 1 1 |
| Ruppia maritima | | | | | | | | | | | | 3 | | | | | | 1 1 |
| Schoenoplectus lacustris | 2 | 4 | | | 3 | 3 | | | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | | | 3 | |
| Sparganium angustifolium | | | 2 | 1 | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | |
| Sparganium natans | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Sphagnum pulchrum | | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| Sphagnum fimbriatum | | | | 5 | | | | 5 | | | | | | | | | | 5 |
| Sphagnum majus | | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| Sphagnum palustre | | | | 5 | | | | 5 | | | | | | | | | | 5 |
| Sphagnum fallax | | | | 5 | | | | 5 | | | | | | | | | | 5 |
| Sphagnum magellanicum | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Sphagnum squarrosum | | | | 5 | | | | 5 | | | | | | | | | | 5 |
| Sphagnum rubellum | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Sphagnum compactum | | | | 4 | | | | 4 | | | | | | | | | | 4 |
| Sphagnum cuspidatum | | | 3 | 1 | | | 3 | 1 | | | | | | | | | | 1 |
| Sphagnum denticulatum | | | 4 | 1 | | | 4 | 1 | | | | | | | | | | 1 |
| Sphagnum papillosum | | | | 3 | | | | 3 | | | | | | | | | | 1 |
| Spirodela polyrhiza | 5 | 5 | | | 5 | 5 | | | 5 | 5 | | 5 | 5 | 5 | | | | 5 |
| Stratiotes aloides | 3 | 3 | | | 3 | | | | | | | | 3 | 2 | | | | 2 |
| Tolypella intricata | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | |
| Tolypella glomerata | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Tolypella prolifera | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Trichophorum cespitosum | | | | 3 | | | | 3 | | | | | | | | | 3 | |
| Utricularia intermedia | | | 3 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Utricularia vulgaris | 3 | 4 | 3 | | 3 | | 3 | | | | | | 3 | 2 | | | | 2 |
| Utricularia australis | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Utricularia minor | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 |
| Warnstorfia fluitans | | | 5 | 5 | | | 5 | 5 | | | | | | | | 5 | | |
| Wolffia arrhiza | | 5 | | | | | | | | | | | | 5 | | | | 5 |
| Zannichellia palustris | 4 | 5 | | | 4 | 4 | | | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | 5 | 3 3 |

Tabel 2. Score per abundantieklasse van de soort per categorie

| abundantie | 1 | 2 | 3 |
|------------|---|----|----|
| 1 | 3 | 5 | 6 |
| 2 | 3 | 4 | 4 |
| 3 | 2 | 2 | 0 |
| 4 | 1 | 0 | -1 |
| 5 | 0 | -1 | -3 |

Tabel 3. Maatlatconstanten

| type | M12 | M14 | M20 | M21 | M23 | M27 | M30 | M31 | overige |
|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---------|
| A | 6 | 13 | 12 | 12 | 8 | 12 | 8 | 7 | 10 |
| B | 4 | 4 | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 |

Voor de overige maatlatten zijn de constanten niet zonder validatie, bijvoorbeeld met expert judgement, vast te stellen. De aangegeven waarden zijn voorlopige waarden.

Bijlage 7 Maatlat soortensamenstelling R-typen

Tabel 1. Lijst van indicerende soorten, zie bijlage 6 voor uitleg.

| type | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|----------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Acorus calamus | | | 5 | 4 | 4 | 4 | 3 | 4 | | 3 | | 3 | | 4 | 4 | | 5 | 5 |
| Agrostis stolonifera | 5 | 5 | 5 | | | 4 | | 4 | 5 | 4 | 5 | 4 | 5 | | | | 5 | |
| Alisma lanceolatum | | | 3 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | | 4 | | 4 | | 4 | 4 | | 4 | 4 |
| Alisma plantago-aquatica | | | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 3 | 5 | 3 | | 3 | 4 | 4 | 5 | 3 |
| Alisma gramineum | | | | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | | 1 | | 1 | | | | 1 | | |
| Alnus glutinosa | | | | 2 | 2 | 2 | | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | 2 | 2 |
| Alopecurus geniculatus | 5 | 5 | 5 | | | | | | | 4 | | 4 | | | | | | |
| Apium nodiflorum | | | | 3 | 3 | 3 | | 1 | 1 | 1 | 3 | | | 1 | | | 1 | 1 |
| Apium inundatum | | | | 3 | | | | | 2 | | 3 | | | | | | | |
| Baldellia ranunculoides | | | | 2 | | | | | 2 | | 2 | | | | | | | |
| Berula erecta | | | 1 | 2 | 2 | 3 | | 3 | 2 | 2 | 2 | 3 | | 2 | 2 | | 2 | 4 |
| Bolboschoenus maritimus | | | | | | 4 | 3 | 1 | | | | | | | | | | |
| Butomus umbellatus | | | | | 3 | 3 | 4 | 3 | | | | 3 | | | | 4 | 4 | |
| Calamagrostis canescens | | | | | | 4 | | | | 4 | | 4 | | | | | | |
| Calliergonella cuspidata | 5 | 5 | | | | 3 | | | 3 | | 3 | 1 | | | | | | |
| Callitriche brutia | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 |
| Callitriche platycarpa | | 3 | 1 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 | 1 | 2 | 1 | 3 | 3 | 3 | 2 | 2 | | 2 |
| Callitriche stagnalis | | | | | | | | 1 | 3 | | 3 | | | | | | | |
| Callitriche truncata | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | |
| Callitriche obtusangula | | | | | | | | 2 | 2 | | | 3 | | | | 2 | | |
| Callitriche cophocarpa | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | |
| Caltha palustris subsp. araneosa | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Caltha palustris | 2 | 2 | | | 1 | 2 | 2 | | 2 | | 3 | 2 | 3 | | | | 4 | |
| Cardamine amara | 3 | 3 | 3 | 3 | 1 | 2 | | 2 | 2 | | 2 | | 2 | | | | 1 | |
| Carex acutiformis | | | | | | 4 | | | | | | 4 | | | | | | |
| Carex pseudocyperus | | | | | | | | | | | | 4 | | | | | | |
| Carex riparia | | | | | | | 3 | | | 4 | | 4 | | | | | | |
| Carex vesicaria | | | | 3 | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | |
| Carex paniculata | | | | | | | | | | | | 3 | | | | | | |
| Carex acuta | | | | 3 | | 2 | | | | | | 2 | | | | | | |
| Carex rostrata | | | | | 3 | 1 | | | | 3 | | 3 | | 3 | 1 | | | 3 |
| Carex elongata | | | | 1 | 2 | 2 | | | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | | 1 | 2 |
| Catabrosa aquatica | | | 3 | | | | | | 4 | | | | 4 | | | | | |
| Ceratophyllum demersum | | 5 | 5 | | 5 | 4 | 5 | 4 | 5 | | 5 | 5 | | | | 5 | | |
| Chara species | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chiloscyphus polyanthos | 1 | 2 | 2 | 3 | | | | | 2 | | 2 | | 1 | | | | 1 | |
| Chrysosplenium oppositifolium | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | 2 | | 2 | | 1 | | | | 1 | |
| Chrysosplenium alternifolium | | 1 | 1 | | | | | | 2 | | 2 | | 1 | | | | 1 | |
| Cicuta virosa | | | 5 | | | 4 | | | | | | 4 | | | | | 5 | |
| Comarum palustre | | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | |
| Conocephalum conicum | 2 | 2 | 2 | 3 | | | | | | | | | | | | | | |
| Eleocharis palustris | | | | | | | | | 4 | | 4 | | | | | | | |
| Eleocharis multicaulis | | | | 4 | | | | | 4 | | 4 | | | | | | | |
| Eleogiton fluitans | | | | 1 | 2 | | | | 1 | | 1 | | | | | | | |
| Elodea canadensis | | 4 | 4 | 2 | 2 | 3 | 3 | 5 | 4 | 3 | 4 | 3 | | 2 | 3 | 3 | | 2 |
| Elodea nuttallii | | 5 | 5 | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | | 5 | | |
| Epilobium palustre | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | |
| Epilobium hirsutum | | | | | | 5 | | 5 | | 5 | | 5 | | | | | 5 | |
| Epilobium obscurum | 3 | 4 | 4 | 3 | | | | | 3 | | 3 | | 3 | | | | | 3 |

| type | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|----------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Epilobium parviflorum | | | | | | | | | | | | 4 | | | | | | |
| Equisetum fluviatile | | | 1 | 3 | 2 | 1 | 1 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 4 | 4 | | 3 | 3 |
| Equisetum palustre | 4 | 4 | 4 | | | 3 | | | | | | 4 | | | | | 5 | |
| Filipendula ulmaria | | | | | 3 | 3 | | | | 3 | | 3 | | 4 | 4 | | | 4 |
| Fontinalis antipyretica | | | | | 1 | 1 | | | | | | | 1 | | | | 1 | |
| Galium palustre | 4 | 4 | 4 | | | 3 | | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | | | | 4 | |
| Glyceria notata | | | | | | | | | | 1 | | | 2 | 1 | | 2 | 1 | 1 |
| Glyceria fluitans | 5 | 3 | 3 | | 4 | 4 | 5 | 2 | 4 | 4 | 4 | 3 | | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| Glyceria maxima | | | 5 | 5 | 5 | 5 | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | 5 | 5 |
| Groenlandia densa | | | 3 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hippuris vulgaris | | | | | | 4 | | 4 | | | | | | | | | 4 | |
| Hottonia palustris | | 1 | 1 | 2 | 1 | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | 2 | |
| Hydrocharis morsus-ranae | | 5 | 5 | | 5 | 5 | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | | | 5 | |
| Hydrocotyle vulgaris | 4 | 4 | 4 | 5 | | | | | 4 | | 4 | | 5 | | | | | |
| Hypericum elodes | | | | 3 | | | | | 2 | | 2 | | | | | | | |
| Iris pseudacorus | | | 4 | 4 | 4 | 3 | | 3 | | 5 | | 5 | | 4 | 4 | | 4 | 5 |
| Isolepis setacea | 2 | 2 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Juncus articulatus | 4 | 4 | 4 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Juncus bulbosus | 5 | 5 | 4 | 5 | | | | | 5 | | 5 | | | | | | | |
| Lemna minor | | | | | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | | | | |
| Lemna gibba | | | | | | 5 | | | 5 | | | | | | | | | |
| Lemna trisulca | | | | | | 2 | 4 | 4 | 4 | | 4 | 4 | | | | | | |
| Littorella uniflora | | | | 2 | | | | | 2 | | 2 | | | | | | | |
| Ludwigia palustris | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | |
| Luronium natans | | | | 2 | 1 | | | | 1 | 1 | 1 | | | | | | | |
| Lycopus europaeus | | | 4 | 4 | 4 | 3 | | 4 | | 4 | | 4 | 4 | 4 | 4 | | 4 | 4 |
| Lysimachia thyrsoiflora | | | | 4 | | 2 | | 4 | | | | 2 | | | | | | |
| Lysimachia vulgaris | | | | | 3 | 4 | | | | 3 | | 3 | | 4 | 5 | | | 4 |
| Lythrum hyssopifolia | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lythrum portula | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lythrum salicaria | 5 | 5 | 5 | 4 | | 5 | | 3 | 5 | | 4 | 4 | | | | | 4 | |
| Mentha aquatica | 4 | 4 | 3 | | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | | | | 3 |
| Montia fontana | 1 | 1 | 2 | 1 | | | | | 1 | | 1 | | 2 | | | | | 2 |
| Myosotis scorpioides | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Myrica gale | | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum alterniflorum | | 1 | | 1 | 1 | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | | | |
| Myriophyllum spicatum | | | | | 2 | 5 | 4 | 4 | | | | | | | | | | |
| Myriophyllum verticillatum | | | 1 | | 4 | 2 | 3 | 2 | | 1 | | 2 | | | 2 | 4 | | 2 |
| Nasturtium officinale | | | 2 | 3 | 2 | | | | | 2 | | | | | | | 1 | 1 |
| Nasturtium microphyllum | | | 3 | 4 | 4 | | | | | 3 | | 3 | | 3 | 3 | 3 | 2 | 3 |
| Nitella mucronata | | | | | 1 | 1 | 2 | 2 | | 1 | | 1 | | | | | 2 | |
| Nitella flexilis | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Nuphar lutea | | 4 | 4 | | 3 | 3 | 1 | 1 | 4 | 3 | 4 | 3 | | 2 | 2 | 1 | | 2 |
| Nymphaea alba | | | 4 | | | 2 | 1 | 1 | | 1 | | 2 | | | | | 1 | |
| Nymphoides peltata | | | | | 3 | 1 | 2 | | | | | | | | | | 2 | |
| Oenanthe fistulosa | | | 3 | 4 | 3 | 2 | | 2 | | 1 | | 1 | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Oenanthe aquatica | | | 2 | | 3 | 2 | | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | | 4 | 4 | 3 | 4 | 4 |
| Pellia epiphylla | 1 | 1 | 1 | 3 | | | | | | | | | | | | | | |
| Persicaria hydropiper | 5 | 5 | 5 | | 4 | 4 | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | | | 4 |
| Persicaria amphibia | | | | | | 5 | 4 | 4 | | 5 | | 5 | | | | | 4 | |
| Persicaria minor | | | | | | | | | | 3 | | 2 | | | | | | |
| Persicaria mitis | | | | | | | | | | 3 | | 2 | | | | | | |
| Peucedanum palustre | | | | | | 4 | | 4 | | | | 5 | | | | | | |
| Phalaris arundinacea | | | 5 | 5 | 5 | 4 | | 4 | | 5 | | 5 | | 5 | 5 | | 5 | 5 |
| Phragmites australis | | 5 | 5 | 5 | 4 | 4 | 2 | 2 | 5 | 5 | | 5 | | | 4 | | | 5 |

| type | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 |
|-----------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Pilularia globulifera | | | | | | | | | 2 | | 2 | | | | | | | |
| Potamogeton praelongus | | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | |
| Potamogeton trichoides | | | 3 | 2 | 4 | | | | | 3 | | | | | | | | |
| Potamogeton perfoliatus | | | | | 3 | 3 | 1 | 3 | | 2 | | | | 1 | 1 | 2 | | 1 |
| Potamogeton pectinatus | | | | | 5 | 5 | 4 | 4 | | | | | | 3 | 3 | 5 | | 3 |
| Potamogeton berchtoldii | | | | | 2 | 2 | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton alpinus | 2 | 2 | 3 | 1 | | | | | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | | | 1 |
| Potamogeton polygonifolius | | | 2 | 2 | 2 | | | | 2 | | 2 | | | | | | | |
| Potamogeton pusillus | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 2 | 2 | 2 | 5 | 3 | 3 |
| Potamogeton crispus | 4 | 4 | 5 | 2 | 5 | 4 | 2 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| Potamogeton gramineus | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Potamogeton lucens | | | 3 | | 3 | 2 | 1 | 1 | | 2 | | 2 | | 1 | 1 | 1 | | 1 |
| Potamogeton mucronatus | | | 3 | | 3 | 2 | 2 | 2 | | 1 | | 1 | | | 2 | 2 | | 2 |
| Potamogeton natans | 4 | 3 | 4 | 4 | 3 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | | | | | 4 | | |
| Potamogeton nodosus | | | | | | | 1 | 2 | | | | | | | | | 1 | |
| Potamogeton compressus | | | 2 | | 4 | 2 | 2 | 3 | | 1 | | 1 | | 2 | 2 | 2 | | 2 |
| Ranunculus sceleratus | | | 4 | | | | | | 4 | 4 | | 4 | 5 | | | | | |
| Ranunculus peltatus | 2 | 2 | 1 | 1 | | | 2 | | 1 | 3 | 1 | 3 | 3 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 |
| Ranunculus ololeucos | | | | 1 | | | | | 1 | | 1 | 2 | | | | | | |
| Ranunculus lingua | | | | 4 | | 2 | | 2 | | | | 1 | | | | | | |
| Ranunculus hederaceus | 1 | 1 | 1 | | | | | | 1 | | 1 | | 1 | | | | | |
| Ranunculus aquatilis | | | 2 | 4 | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | |
| Ranunculus fluitans | | | | | 1 | 1 | 1 | | | 2 | | | | 1 | 1 | 1 | | 1 |
| Ranunculus circinatus | | 4 | 4 | | 4 | 4 | 3 | 2 | 3 | 4 | 3 | 4 | | 2 | 2 | 3 | | 2 |
| Ranunculus flammula | 3 | 3 | 3 | 2 | | | | | 3 | | 5 | 1 | 2 | | | | | |
| Ranunculus repens | | | | | 4 | 4 | | | | 4 | | 4 | | | 5 | 5 | | 5 |
| Ranunculus peltatus heterophyllus | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Rorippa amphibia | | | 5 | 5 | 5 | 5 | | 5 | | 5 | | 5 | | 5 | 5 | | 5 | 5 |
| Rorippa palustris | 5 | 5 | 4 | | | | | | | 5 | | 5 | | | | | | |
| Rumex palustris | | | | | | | | | | 4 | | 4 | | | | | | |
| Rumex hydrolapathum | | | 4 | 4 | 4 | 4 | | 3 | | 5 | | 5 | | 4 | 4 | | 4 | 4 |
| Sagittaria sagittifolia | 3 | 3 | | | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 3 | | 3 | 2 | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 |
| Schoenoplectus lacustris | | | | | | | 3 | 1 | | | | 3 | | | | 3 | | |
| Schoenoplectus pungens | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | |
| Schoenoplectus tabernaemontani | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Schoenoplectus triqueter | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Schoenoplectus x carinatus | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Scirpus sylvaticus | | | | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | 4 |
| Sium latifolium | | | 4 | 5 | 4 | 4 | | 4 | | 4 | | 4 | | 4 | 4 | | 4 | 4 |
| Solanum dulcamara | | | | | 4 | 3 | | | | 5 | | 5 | | | | | | |
| Sparganium emersum | | | 3 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 5 | 3 | 5 | 2 | | 1 | 1 | 4 | | 1 |
| Sparganium erectum | | | 5 | 5 | 5 | 3 | 3 | 4 | | 3 | | 3 | | 5 | 5 | | 5 | 5 |
| Spirodela polyrhiza | | | | | | 5 | 5 | 5 | 5 | | 5 | 5 | | | | | | |
| Stachys palustris | | | | | | 5 | | 4 | | | | 5 | | | | | | |
| Stellaria uliginosa | 3 | 3 | 3 | 4 | | | | | 3 | 3 | 3 | | 3 | | | | | 3 |
| Stratiotes aloides | | | | | | 4 | | | 3 | | 3 | | | | | 3 | | |
| Thelypteris palustris | | | | | | 2 | | | | | | 3 | | | | | | |
| Typha latifolia | | | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 3 | | 5 | | 5 | | 3 | 3 | | 3 | 3 |
| Typha angustifolia | | | 4 | 5 | | 4 | 5 | 5 | | | | 3 | | | | | | 4 |
| Utricularia vulgaris | | | 2 | | 4 | 4 | | | | 1 | | 1 | | | | 3 | | |
| Valeriana officinalis | | 4 | 4 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Veronica catenata | | | | 4 | 3 | 3 | | 5 | | 3 | | | | 4 | | | 4 | 4 |
| Veronica beccabunga | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | | 3 | 3 | 3 | 3 | | 2 | 1 | | | 2 | 1 |
| Veronica anagallis-aquatica | | | | | 3 | 3 | | 1 | | | | | 5 | | | | | |
| Zannichellia palustris | | | 5 | | | | 2 | | | | | | | | | 4 | | |

Tabel 2. Score per abundantieklasse van de soort per categorie

| abundantie | 1 | 2 | 3 |
|------------|---|----|----|
| categorie | | | |
| 1 | 9 | 6 | 3 |
| 2 | 5 | 4 | 1 |
| 3 | 2 | 1 | 0 |
| 4 | 0 | 0 | -3 |
| 5 | 0 | -4 | -9 |

Tabel 3. Maatlatconstanten

| type | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | R17 | R18 | overige |
|------|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---------|
| A | 9 | 13 | 15 | 13 | 12 | 9 | 11 | 12 | 12 | 13 | 11 | 12 | 12 |
| B | 2 | 2 | 5 | 3 | 3 | 2 | 4 | 1 | 3 | 5 | 4 | 1 | 4 |

Voor de overige maatlatten zijn de constanten niet zonder validatie, bijvoorbeeld met expert judgement, vast te stellen. De aangegeven waarden zijn voorlopige waarden.

Bijlage 8 Internationale afstemming

Bij het opstellen van de eerste versie van de maatlat (Van der Molen, 2004a en b; Van den Berg, 2004) is het niet mogelijk gebleken om de referentie en de maatlatgrenzen vast te stellen. Het richtsnoer (guidance) geeft weliswaar aan dat de maatlatgrenzen moeten worden vastgesteld op basis van effecten van pressoren, waarbij als referentie de ongestoorde toestand wordt gebruikt, maar omdat de ongestoorde toestand in Nederland niet is gevonden is besloten de maatlatgrenzen vast te stellen op basis van de internationale afstemming.

In de tweede versie van de maatlat (Van der Molen & Pot, 2007a en b; Van den Berg en Pot, 2007) is daarbij een begin gemaakt. Deze hield in dat alle maatlatgrenzen voor soortensamenstelling 15 % werden verlaagd op basis van de eerste ervaringen met internationale afstemming van de maatlatten voor meren. Met deze aanpassing leken de Nederlandse maatlatten het gemiddelde ambitieniveau van de andere lidstaten in de regio Centraal Europa en Baltische staten (CB-GIG) te benaderen. Daarna is gebleken dat deze aanpassing toch geen goede afstemming opleverde.

Intercalibratie kent daarvoor drie opties. Volgens optie 1 is de gemeenschappelijke beoordelingsmethode een uniforme methode die rechtstreeks is gekoppeld aan een pressor, volgens optie 2 is dat een geconstrueerde maatlat op basis van gemeenschappelijke inzichten, volgens optie 3 is dat het gemiddelde van de beoordeling van alle deelnemende lidstaten, behalve waarmee wordt vergeleken om cirkelredenering te vermijden. Bij macrofyten blijkt optie 3 het beste te werken, zowel bij meren als bij rivieren.

Bij de rivieren bleek de correlatie tussen de beoordeling door de Nederlandse maatlatten met het gemiddelde van de maatlatten van de andere lidstaten vrijwel te ontbreken (Pot, 2008). Het gevolg daarvan was dat elke aanpassing onverwachte effecten voor de afstemming opleverde. Na aanpassing zoals beschreven in dit document is de correlatie wel voldoende om tot afstemming te kunnen komen.

Bij de meren bleek ook dat de correlatie laag was, maar nadat was besloten de deelmaatlatten voor abundantie ook mee te nemen in de afstemming werd correlatie wel voldoende hoog. Daarbij is voor de abundantie in diepe meren reeds geëxperimenteerd met het criterium voor maximum diepte zoals door de Ecostat is voorgesteld op basis van Kaloda *et al.* (2011) en zoals ook in dit document wordt voorgesteld.

Toen bleek dat zowel de score voor de soortensamenstelling als voor de abundantie correleerde met de gemiddelde beoordeling van de andere lidstaten, maar dat de score voor soortensamenstelling overeenkwam met de maximum score van alle lidstaten en de score voor abundantie lager lag dan het gemiddelde van de andere lidstaten. Door beide aan te passen werd aan alle voorwaarden voor afstemming voldaan en kan de maatlat met deze aanpassingen als afgestemd worden beschouwd.

Omdat de internationale afstemming in 2011 wordt afgerond en nieuwe aanpassingen na 1 juli 2011 geen effect meer hebben op de maatstaven voor die internationale afstemming, moet de herziene maatlat worden geijkt aan de afstemmingscriteria die in 2011 zijn vastgelegd. De afstemming is gebaseerd op een

gemiddelde beoordeling van de deelnemende lidstaten in 2011, voorzover deze een uitgewerkte maatlat hadden die voldoende met elkaar correleerden. Bij de meren is de Nederlandse maatlat uit 2007, met de aanpassingen die uit de afstemming zijn voortgekomen, onderdeel van de afstemmingscriteria geworden. Bij de rivieren is dat niet het geval omdat de maatlat niet voldoende correleerde en de herziene maatlat niet op tijd klaar was.

Voor zowel rivieren als meren geldt dat de herziene maatlat moet worden afgestemd op de afstemmingscriteria zoals in 2011 vastgesteld. Daartoe wordt een standaard set van monsters met de nieuwe methode beoordeeld. Ten eerste moeten de resultaten van de beoordeling voldoende correleren met de beoordeling volgens de gezamenlijke maatlat (common metric) in 2011 ($R > 0,5$). Als tweede criteria moet de beoordeling hetzelfde ambitieniveau hebben (afwijking $< 0,25$ klassebreedte). Het ambitieniveau mag worden aangepast als kan worden aangetoond dat bij dezelfde mate van verstoring door de belangrijkste pressoren de score in het betreffende lidstaat een systematisch andere beoordeling geeft dan het gemiddelde van de andere lidstaten (class boundary benchmarking).